



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS**  
**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DO AMBIENTE**

**JOÃO FRANCISCO SEVERO SANTOS**

**O PASSADO E O FUTURO DA PEGADA HÍDRICA DA SOJA E SEUS IMPACTOS  
SOCIOECONÔMICOS: A DINÂMICA ESPACIAL DA ÚLTIMA FRONTEIRA  
AGRÍCOLA DO CERRADO NO NORTE-NORDESTE DO BRASIL**

**Palmas - TO**

**2020**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**  
**Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins**

---

S498p Severo Santos, João Francisco .  
O passado e o futuro da pegada hídrica da soja e seus impactos socioeconômicos: A dinâmica espacial da última fronteira agrícola do Cerrado no Norte-Nordeste do Brasil. / João Francisco Severo Santos. – Palmas, TO, 2020.  
291 f.  
Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Palmas - Curso de Pós-Graduação (Doutorado) em Ciências do Ambiente, 2020.  
Orientador: Líliana Pena Naval  
1. Recursos hídricos. 2. Agricultura. 3. Mudanças climáticas. 4. Desenvolvimento socioeconômico. I. Título

**CDD 628**

---

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizada desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei n° 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

**Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).**

**JOÃO FRANCISCO SEVERO SANTOS**

**O PASSADO E O FUTURO DA PEGADA HÍDRICA DA SOJA E SEUS IMPACTOS  
SOCIOECONÔMICOS: A DINÂMICA ESPACIAL DA ÚLTIMA FRONTEIRA  
AGRÍCOLA DO CERRADO NO NORTE-NORDESTE DO BRASIL**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências do Ambiente, da Universidade Federal do Tocantins, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências do Ambiente.

Orientação: Prof<sup>ª</sup>. Dra. Liliana Pena Naval

**PALMAS - TO  
2020**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DO AMBIENTE

109 Norte, Av. NS 15, ALCNO 14 – Bloco III, Sala 201 | 77001-090 | Palmas/TO  
(63) 3229-4177 | www.uft.edu.br/ppgciamb | ppgciamb@uft.edu.br



**JOÃO FRANCISCO SEVERO SANTOS**

**O PASSADO E O FUTURO DA PEGADA HÍDRICA DA SOJA E SEUS IMPACTOS  
SOCIOECONÔMICOS: A DINÂMICA ESPACIAL DA ÚLTIMA FRONTEIRA  
AGRÍCOLA DO CERRADO NO NORTE-NORDESTE DO BRASIL**

Tese aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor no curso de Doutorado em Ciências do Ambiente, da Universidade Federal do Tocantins, na linha de pesquisa Biodiversidade e Recursos Naturais.

Data da aprovação: 27/03/2020

Banca examinadora:

**Dra. Liliansa Pena Naval**  
Universidade Federal do Tocantins – UFT (Orientadora)

**Dra. Kellen Lagares Ferreira Silva**  
Universidade Federal do Tocantins - UFT

p/

**Dr. Lucas Barbosa e Sousa**  
Universidade Federal do Tocantins - UFT

p/

**Dra. Conceição Aparecida Previero**  
Universidade Luterana do Brasil - ULBRA

p/

**Dra. Viviane Rodrigues Verdolin dos Santos**  
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA

## DEDICATÓRIA E AGRADECIMENTOS

Dedico essa tese à minha mãe, Iracema Antônia Severo, à minha filha, Dimíttria Dahmer Santos.

Minha mãe, mulher forte e guerreira, que conseguiu resistir as crueldades de uma posição social de extrema vulnerabilidade. Minha filha, mulher meiga e socialmente responsável, que desde a mais tenra idade assimilou o significado e a importância da honestidade e da justiça social.

Minha mãe, mulher forte e guerreira, que obteve sucesso no sentido de viver honestamente do seu árduo trabalho como lavadeira. Minha filha, mulher meiga e socialmente responsável, que compreendeu desde cedo o valor dos estudos e o respeito aos trabalhadores braçais.

Minha mãe, mulher forte e guerreira, que desconhece o significado da palavra lazer, uma vez que nunca teve tempo e recursos para isso, mas que respeita e valoriza o lazer como instrumento de formação humana e promoção de saúde. Minha filha, mulher meiga e socialmente responsável, que conhece o significado e o valor do lazer, praticando-o com responsabilidade e moderação.

Minha mãe, mulher forte e guerreira, que conseguiu sustentar cinco filhos com uma renda de pouco mais que um salário mínimo. Minha filha, mulher meiga e socialmente responsável, que sempre teve consciência das nossas limitações financeiras e nunca exigiu a satisfação de seus desejos de consumo.

Minha mãe, mulher forte e guerreira, que diante de condições extremamente limitadas e adversas, sacrificou-se para que eu não precisasse abandonar os estudos para trabalhar. Minha filha, mulher meiga e socialmente responsável, que me enche de orgulho por usar racionalmente nossos recursos para obter qualificação acadêmica nas melhores universidades do país.

Minha mãe, mulher forte e guerreira, que mesmo sem compreender o poder transformador das artes marciais, utilizou seus escassos recursos para comprar um quimono, necessário para a prática do Judô, cujos valores vieram a estruturar meu caráter. Minha filha, mulher meiga e socialmente responsável, que adotou a dança como parte do seu estilo de vida.

Minha mãe, mulher forte e guerreira, que mesmo sonhando com uma carreira militar para mim, respeitou minha decisão de sair do exército para estudar Educação Física na UFSM. Minha filha, mulher meiga e socialmente responsável, que me orgulha por ter se graduado em Psicologia na UFMT, estar fazendo residência na USP e participando da militância em defesa do S.U.S.

Minha mãe, mulher forte e guerreira, que mesmo sem entender minhas ambições e minha falta de fé no sobrenatural, sempre acende uma vela para Nossa Senhora iluminar o meu caminho e me confortar. Minha filha, mulher meiga e socialmente responsável, que me inspira confiança e tranquilidade.

Por tudo isso e muito mais, agradeço imensamente a minha mãe e minha filha, pelo amor e pelo exemplo de resistência, maturidade e responsabilidade.

Reservo esse espaço para agradecer à minha orientadora, Prof. Dra. Liliana Pena Naval, pela orientação enérgica e paciente. Apesar de ser a segunda tese que escrevo, as dificuldades foram imensas, uma vez que estava em processo de migração de área. Nesse contexto, o papel de minha orientadora foi primordial ao me guiar por caminhos estranhos, onde vigora um idioma diferente e outra forma de pensar que contrastava com aquela que me era familiar.

Agradeço também as professoras e aos professores, as colegas e aos colegas do Programa de Pós-graduação em Ciências do Ambiente pelo convívio e aprendizado. Especialmente, aos professores(as) Doutores(as) Lucas Barbosa e Sousa, José Ramiro Lamadrid Marón, Heber Rogério Gracio, Elineide Eugênio Marques e Kellen Lagares Ferreira Silva pelos quais cultivo intensa admiração por seu conhecimento e humildade.

Não posso deixar de agradecer aos meus colegas do IBGE, Dr. Roniglese Pereira de Carvalho Tito e Maria Aparecida de Almeira Valadares, que assumiram muitas das responsabilidades a mim atribuídas como dirigente da instituição no Tocantins. Com isso, foi possível suportar a imensa carga de trabalho resultante de cumprir os pré-requisitos de um doutoramento sem afastamento das funções normais do trabalho.

Por fim, mas não menos importante, agradeço a minha esposa, Fernanda Alves Silva Severo, por me suportar e confortar durante as crises de adoecimento físico e mental decorrentes das pressões típicas do cargo que exerço no IBGE, acrescentadas das preocupações atormentadoras que sofri em decorrência da crise político-institucional da nação e das tarefas do doutorado.

## RESUMO

A soja [*Glycine max* (L.) Merrill] é, atualmente, uma das principais fontes de alimento no cenário mundial e o principal produto de exportação da agricultura brasileira. Em razão do discurso hegemônico de que o aumento de escala da agricultura comercial promove interiorização do desenvolvimento socioeconômico, essa cultura prosperou, a partir da década de 70, nos solos do Cerrado que, até então, eram considerados pobres para a agricultura comercial. No entanto, de acordo com o Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas, as áreas do Cerrado apresentam grande vulnerabilidade, já que nelas são absorvidas e afloram as águas que abastecem três importantes aquíferos e seis grandes bacias hidrográficas brasileiras. Nesse contexto, o objetivo central desse estudo foi entender a dinâmica espacial e temporal da Pegada Hídrica - WF do cultivo de soja diante de cenários de mudanças climáticas e seu impacto socioeconômico nos municípios inseridos na última fronteira agrícola do Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil. A metodologia utilizada foi adaptada do protocolo proposto por Hoekstra e contemplou o cálculo dos diferentes componentes (verde, azul e cinza) da WF da produção de soja, em sua forma relativa ( $m^3/t$ ) e absoluta ( $km^3$ ), no passado próximo (1999 – 2018) e no futuro de médio (2049/22050) e longo (2079/2080) prazo. Paralelamente, executou-se a validação e análise dos fatores e modelos climáticos determinantes para a estimativa da WF no passado e no futuro. Adicionalmente, o impacto social da produção de soja foi analisado sob a ótica do desenvolvimento econômico, bem como, da desigualdade de renda dos estabelecimentos agropecuários e da concentração de terras produtivas nos municípios produtores e não produtores de soja. Para isso, considerou-se diferentes agrupamentos de municípios conforme o tempo de consolidação do cultivo de soja e da proporção dessa no produto interno bruto agrícola de cada município. Séries temporais foram elaboradas para o período a fim de analisar as tendências comportamentais do clima, da produção, da ocupação de áreas produtivas, da aplicação de agrotóxicos, da WF relativa e absoluta, além de seus componentes. Diferentes resoluções espaciais foram utilizadas para localizar as microrregiões e os municípios com maior consumo de água para produção de soja. Os resultados revelaram que houve aumento da temperatura média e pequena redução da precipitação acumulada no período passado, mas isso não afetou significativamente a WF relativa, uma vez que os componentes verde e azul sofreram decréscimo em razão do aumento de produtividade das lavouras no decorrer do tempo. Apenas o componente cinza apresentou aumento significativo, independentemente do poluente ou legislação utilizada como parâmetro para o cálculo. Especialmente, as microrregiões próximas a transição do Cerrado com a Caatinga foram as que apresentaram maior necessidade e escassez hídrica no passado e no futuro. As microrregiões próximas a transição Cerrado/Amazônia foram as menos afetadas pelo aumento de temperaturas e não apresentaram escassez hídrica, tendo as menores WFs. No aspecto socioeconômico, os municípios produtores de soja são os que apresentam maior crescimento e desenvolvimento econômico, mas sem ganhos expressivos em geração de empregos e distribuição de renda. Inclusive, os municípios com produção de soja há mais de 30 anos apresentaram indicador composto de saúde inferior as demais categorias. Além disso, a desigualdade de renda dos estabelecimentos agropecuários aumentou entre 2006 e 2017. Nesse período, a concentração de terras agrícolas aumentou apenas nos municípios com 10 anos ou menos de produção de soja. Sinteticamente, as evidências revelam que a produção de soja na última fronteira agrícola do Cerrado consome muita água doce, participa nas mudanças climáticas locais e se mostra vulnerável as mudanças climáticas futuras, além de contribuir pouco para o desenvolvimento dos municípios e para a redução das desigualdades rurais.

Palavras-chave: Recursos Hídricos, Agricultura, Cerrado, Mudanças Climáticas, Desenvolvimento

## ABSTRACT

The soybean [*Glycine max* (L.) Merrill] is currently one of the main food sources in the world scenario and the main export product of Brazilian agriculture. As a consequence of the hegemonic discourse that the increase in scale of commercial agriculture promotes the interiorization of socio-economic development, this crop prospered, from the 1970s onwards, in the soils of the Cerrado that, until then, were considered poor for commercial agriculture. Nevertheless, according to the Brazilian Panel on Climate Change, the areas of the Cerrado are very vulnerable, as they are absorbed and the waters that supply three important aquifers and six large Brazilian river basins emerge. In this context, the main objective of this study was to understand the spatial and temporal dynamics of the Water Footprint - WF of soy cultivation in the face of climate change scenarios and its socio-economic impact in the municipalities inserted in the last agricultural frontier of the Cerrado in the North and North-east regions of Brazil. The methodology used was adapted from the protocol proposed by Hoekstra and contemplated the calculation of the different components (green, blue and grey) of the WF of soy production, in its relative ( $\text{m}^3/\text{t}$ ) and absolute ( $\text{km}^3$ ) form, in the near past (1999 - 2018) and in the medium (2049/22050) and long term (2079/2080) future. At the same time, the validation and analysis of the determining climatic factors and models for the estimation of the WF in the past and in the future were performed. Additionally, the social impact of soy production was analysed from the perspective of economic development, as well as income inequality of farming establishments and concentration of productive land in producing and non-producing municipalities. For that purpose, different groups of municipalities were considered according to the time of consolidation of soybean cultivation and its proportion in each municipality's gross domestic agricultural product. Time series were elaborated for the period in order to analyse behavioural trends of climate, production, occupation of productive areas, application of agrochemicals, relative and absolute WF, and its components. Several spatial resolutions were used to locate the micro-regions and municipalities with the highest water consumption for soy production. The results revealed that there was an increase in the average temperature and a small reduction in rainfall accumulated in the past period, but this did not significantly affect the relative WF, since the green and blue components suffered a decrease due to increased crop productivity over time. Only the grey component showed a significant increase, regardless of the pollutant or legislation used as parameter for the calculation. Spatially, the micro-regions near the transition from the Cerrado to the Caatinga showed the greatest need and shortage of water in the past and in the future. The micro-regions near the transition Cerrado/Amazonia were the least affected by the increase in temperatures and did not present water scarcity, with the lowest WFs. In the socio-economic aspect, the soybean producing municipalities are the ones that present the greatest growth and economic development, but without expressive gains in job generation and income distribution. Even the municipalities with soybean production over 30 years had lower composite health indicators than the other categories. Moreover, income inequality in agricultural establishments increased between 2006 and 2017. During that period, the concentration of agricultural land increased only in municipalities with 10 years or less of soy production. In summary, evidence shows that soy production in the last agricultural frontier of the Cerrado consumes a lot of fresh water, participates in local climate changes and is vulnerable to future climate changes, besides contributing little to the development of municipalities and reduction of rural inequalities.

Key words: Water Resources, Agriculture, Cerrado, Climate Change, Development.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Série histórica das médias de variação da temperatura entre 1880 e 2014.....	38
Figura 2.2 – Domínios do território brasileiro.....	46
Figura 2.3 – Principais fitofisionomias do Cerrado.....	48
Figura 2.4 - Evapotranspiração nas áreas agrícolas e de vegetação natural.....	49
Figura 2.5 - Distribuição da água na Terra.....	51
Figura 2.6 – Estatísticas da destinação da produção de soja no Brasil.....	61
Figura 2.7 – Expansão agrícola no Cerrado entre 2001 e 2013.....	63
Figura 2.8 - Os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável.....	66
Figura 2.9 - Produtos do agronegócio brasileiro que são destaque no mercado global.....	69
Figura 3.1 - Mapa da área de estudo.....	91
Figura 3.2 - Valores anuais da Pegada Hídrica e do clima nos meses de cultivo da soja.....	103
Figura 3.3 - Médias anuais de Área, Produção e Pegada Hídrica da soja nos Estados.....	105
Figura 4.1 - Mapa da delimitação territorial do estudo e suas microrregiões.....	130
Figura 4.2 - Distribuição espacial das características físicas da área de estudo.....	130
Figura 4.3 - Comportamento das médias anuais de GrWF, GWF e RWF.....	137
Figura 4.4 - Distribuição espacial da GrWF (m <sup>3</sup> /t) nas microrregiões da área de estudo.....	138
Figura 4.5 - Distribuição espacial da GWF (m <sup>3</sup> /t) nas microrregiões da área de estudo.....	139
Figura 4.6 - Diagramas de Moran para a média de interanual de RWF, GrWF e GWF.....	141
Figura 4.7 - Distribuição dos clusters da LISA para as médias interanuais da RWF (m <sup>3</sup> /t) dos municípios.....	143
Figura 4.8 - Distribuição dos clusters da LISA para as médias interanuais da GrWF (m <sup>3</sup> /t) dos municípios.....	144
Figura 4.9 - Distribuição dos clusters da LISA para as médias interanuais da GWF (m <sup>3</sup> /t) dos municípios, .....	144

Figura 4.10 - Krigagem das maiores AWF dos municípios com mais de 10 anos de soja contínua de 1999 a 2018.....	145
Figura 5.1 - Localização da área de estudo. ....	168
Figura 5.2 - Comportamento interanual da área plantada e produção de soja, da proporção dessa área em relação ao total agrícola, das médias da AWF média e máxima dos municípios produtores e da AWF anual da soja na região.....	174
Figura 5.3 - Indicadores de desenvolvimento dos municípios produtores e não produtores de soja em 2016. ....	175
Figura 5.4 - Correlações entre WF e IFDM em 2007 e 2016, bem como a taxa geométrica média de crescimento anual dessas variáveis no período de 2007 a 2016 nos municípios produtores de soja com, no mínimo, 10 anos de produção contínua...	178
Figura 6.1 – Localização da área de estudada.....	196
Figura 6.2 – Valor adicionado bruto, a preços correntes, do setor agropecuário em geral e da produção de soja em particular (Milhões Reais), bem como, a diferença entre os dois e as tendências de cada indicador.....	199
Figura 6.3 – GDP médio, a preços correntes, do setor agropecuário em geral dos municípios produtores e não produtores de soja, bem como, as tendências de cada categoria.	200
Figura 6.4 – GDP médio, a preços correntes, do setor agropecuário em geral dos municípios produtores e não produtores de soja, bem como, as tendências de cada categoria.	201
Figura 6.5 – Índice de Gini para distribuição de terras para agropecuária dos municípios produtores de soja em 2006 e 2017, conforme o tempo de consolidação da cultura.....	203
Figura 7.1 – Mapa da área de estudo e suas subdivisões. ....	218
Figura 7.2 – Tendências de aumento das áreas destinadas a plantação de soja em cenários otimistas e pessimistas, para as projeções de 32 e 62 anos.....	224
Figura 7.3 – Tendências da dosagem de aplicação de P2O5 em cenários otimistas e pessimistas, para as projeções de 32 (A e C) e 62 anos.....	225
Figura 7.4 – Componentes da Pegada Hídrica da produção de soja em Cenários otimistas e pessimistas, para as projeções de 34 e 64 anos.....	226
Figura 7.5 – RWF (m <sup>3</sup> /t) da produção de soja em cenários otimista e pessimista para as safras de 2049-2050 e 2079-2080, de acordo o Estado.....	227

Figura 7.6 – Estimativa do saldo hídrico trimestral para lavoura de soja em cenários otimistas (RCP 4,5) e pessimistas (RCP 8.5), considerando outubro, novembro e dezembro (OND) como período de plantio e janeiro, fevereiro e março (JFM) como período de colheita. ....	229
Figura 7.7 – Distribuição espacial das Pegadas verde, azul e cinza, conforme Cenários otimistas e pessimistas, para as projeções de safra 2049-2050 e 2079-2080, de acordo com cada microrregião da delimitação territorial do estudo.....	230
Figura 7.8 – Distribuição espacial das Precipitações Efetivas, da Pegada Hídrica total e do Saldo Hídrico, conforme Cenários otimistas e pessimistas, para as projeções de safra 2049-2050 e 2079-2080, de acordo com cada microrregião da delimitação territorial do estudo. ....	232

## LISTA DE TABELAS E QUADROS

Quadro 2.1. Critérios de seleção de um GCM para realizar downscaling.....	41
Quadro 2.2. Modelos avaliados no projeto de Inter comparação (CMIP5).....	42
Tabela 2.1. Porcentagem da área coberta originalmente pelo Cerrado nos Estados.....	47
Tabela 3.1. Pegada Hídrica (m <sup>3</sup> /t) da produção de soja no período de 1999 a 2018.....	104
Tabela 3.2. Matriz de Correlações entre Temperatura, Precipitação Efetiva, Rendimento da Safra, Área Plantada de Soja e Pegada Hídrica (Km <sup>3</sup> ).....	106
Quadro 4.1. Especificação das variáveis do estudo e suas fontes.....	133
Tabela 4.2. Diferenças significativas entre as médias interanuais da GrWF nas microrregiões	140
Tabela 4.3. Diferenças significantes entre as medias interanuais de GWF nas microrregiões.	141
Tabela 4.4. RWF (m <sup>3</sup> /t) média de produção de soja de 1999 a 2018 por tipo de cluster.....	145
Tabela 5.1. Equações utilizadas para estimar a WF municipal.....	170
Tabela 5.2. Peso relativo das variáveis e indicadores que compõem o IFDM.....	171
Tabela 5.3. Pegada Hídrica Total (Km <sup>3</sup> ) municipal da produção de soja, no período de 2007 a 2016, conforme o tempo de consolidação dessa cultura.....	173
Tabela 5.4. Médias dos indicadores socioeconômicos dos municípios do interior dos estados que contêm áreas recentes de expansão agrícola, de acordo com o tempo de produção contínua de soja, em 2016.....	176
Tabela 5.5. Médias dos indicadores socioeconômicos de todos os municípios do interior dos estados que contêm áreas de expansão agrícola recente nos Domínios do Cerrado, conforme o percentual de soja na produção agrícola total em 2016.....	177
Tabela 6.1. GDP máximo e mínimo do setor agropecuário em níveis microrregional e intermunicipal, em bilhões de reais, bem como seus coeficientes de variação (CV) anual. ....	198
Tabela 6.2. Renda anual dos estabelecimentos agropecuários (mil reais) nos municípios produtores e não produtores de soja em 2006 e 2017.....	200
Tabela 6.3. Características econômicas dos municípios e terras ocupadas por estabelecimentos agropecuários conforme categorias de tempo de consolidação da cultura de soja, em 2017.....	202

Tabela 6.4. Reparação de recursos financeiros para os municípios em razão da lei Kandir.....	202
Quadro 7.1. Microrregiões contidas na delimitação territorial do estudo.....	218
Tabela 7.1. Análise de Variância e Teste de Tukey da Pegada Hídrica Relativa (RWF) e seus componentes verde (GRWF), azul (BWF) e cinza (GWF) da produção de soja, em m <sup>3</sup> /t, nas safras de 2049/2050 e 2079/2080, em cenários otimistas (4.5) e pessimistas (8.5). .....	226
Tabela 7.2. Estimativa da Demanda Hídrica média, considerando os aumentos previstos de área plantada e no rendimento do cultivo de soja conforme as safras de 2049/2050 e 2079/2080, em cenários otimistas (4.5) e pessimistas (8.5).....	228

## LISTA DAS PRINCIPAIS SIGLAS E ABREVIATURAS

ABC: Agricultura de Baixa Emissão de Carbono  
ANA: Agência Nacional de Águas  
ANDA: Associação Nacional de Difusão de Adubos  
AIP: Água Incorporada nos Produtos  
AOGCM: Modelo de Circulação Geral Atmosfera-Oceano  
APROSOJA: Associação Brasileira dos Produtores de Soja  
AWF: Absolute Water Footprint (Pegada Hídrica Absoluta)  
BWF: Blue Water Footprint (Pegada Hídrica Azul)  
Cmax: Concentração máxima de Poluente admitida pela legislação  
CMIP5: 5ª Fase do Projeto de Inter comparação de Modelos Acoplados  
CNA: Confederação Nacional da Agricultura  
Cnat: Concentração Natural do Poluente  
CO: Cenário Otimista  
CP: Cenário Pessimista  
Conab: Companhia Nacional de Abastecimento  
Conama: Conselho Nacional do Meio Ambiente  
DH: Déficit Hídrico  
dpc: Duração do Período de Crescimento do Cultivar  
Embrapa: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
ENSO: El Niño - Oscilação do Sul  
ETc: Evapotranspiração da Cultura  
FAO: Food and Agriculture Organization  
FIRJAN: Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro  
FL: Fração de Lixiviação  
GCEA: Grupo de Coordenação de Estatísticas Agropecuárias  
GCM: Modelo de Circulação Geral  
GDB: Gross Domestic Product (Produto Interno Bruto)  
GEE: Gases de Efeito Estufa  
GrWF: Green Water Footprint (Pegada Hídrica Verde)  
GWF: Gray Water Footprint (Pegada Hídrica Cinza)  
HadGEM2-ES: Hadley Centre Global Environmental Model 2 - Earth System  
IBAMA: Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis  
IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICMS: Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços  
IDS: Indicadores do Desenvolvimento Sustentável  
IFDM: Índice FIRJAN de Desenvolvimento Municipal  
IMAFLOA - Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola  
INPE: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais  
INMET: Instituto Nacional de Meteorologia  
IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change  
ISO: International Organization for Standardization  
ITC: International Trade Centre  
LSPA: Levantamento Sistemático da Produção Agrícola  
MAPA\*: Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento  
MDA\*: Ministério do Desenvolvimento Agrário  
MIROC5: Model for Interdisciplinary Research on Climate 5  
MMA: Ministério do Meio Ambiente  
NC: Normal Climatológicas  
NCP: Normais Climatológicas Provisórias  
OECD: Organization for Economic Co-operation and Development  
PAM: Pesquisa Agrícola Municipal  
PBMC: Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas  
Prod: Produção Total  
Pref: Precipitação Efetiva  
RCM: Modelo de Circulação Regional  
RCP: Percursos Representativos Concentração de equivalentes de CO<sub>2</sub>  
Rend: Rendimento Médio da Cultura  
RWF: Relative Water Footprint (Pegada Hídrica Relativa)  
SECEX: Secretaria de Comércio Exterior do Ministério da Economia  
SIDRA: Sistema IBGE de Recuperação Automatizada de Dados Estatísticos  
TAQ: Taxa de Aplicação do Agroquímico  
USCENSUS: United States Census  
WF: Water Footprint (Pegada Hídrica)  
WMO: World Meteorological Organization  
WWF: World Wide Fund for Nature

---

\* Fundidos no novo Ministério da Agricultura, a partir de 2016, após o *impeachment* da Presidenta Dilma Rousseff.

## SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO.....	20
1.1 - Contextualização do Problema.....	20
1.2 - Delimitação do estudo.....	24
1.3 - Objetivo.....	25
1.4 - Justificativa.....	26
1.5 - Estruturação da tese. ....	27
1.6 – Referências Bibliográficas da introdução.....	29
2 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	34
2.1 - Mudanças Climáticas.....	34
2.2 - Modelos e cenários climáticos futuros.....	39
2.3 - Características do Cerrado.....	45
2.4 - Recursos hídricos e Pegada Hídrica.....	51
2.5 - Sustentabilidade da agropecuária e da cultura da soja no Cerrado.....	57
2.6 - A soja e o desenvolvimento dos municípios da fronteira agrícola do Norte e Nordeste..	65
2.7 - Estilos de pensamento e adaptação às mudanças climáticas.....	75
2.8 – Referências da Fundamentação Teórica.....	80
3 - COMPORTAMENTO INTERANUAL DA PEGADA HÍDRICA DO CULTIVO DE SOJA [ <i>GLYCINE MAX (L.) MERRILL</i> ] NO CERRADO DOS ESTADOS DAS REGIÕES NORTE E NORDESTE DO BRASIL.....	96
3.1 – Resumo.....	96
3. 2 - Introdução.....	96
3.3 - Métodos.....	98
3.4 - Resultados.....	102



3.5 - Discussão.....	106
3.6 - Conclusões .....	112
3.7 - Referências.....	113
4 - DINÂMICA ESPACIAL E TEMPORAL DA PEGADA HÍDRICA DA PRODUÇÃO DE SOJA NA FRONTEIRA AGRÍCOLA DO CERRADO DAS REGIÕES NORTE E NORDESTE DO BRASIL.....	122
4.1 - Highlights.....	122
4.2 - Resumo.....	122
4.3 - Introdução.....	123
4.4 - Background.....	125
4.5 - Produção de soja no Cerrado da fronteira agrícola do Norte e Nordeste do Brasil.....	127
4.6 - Metodologia.....	129
4.7 - Resultados.....	136
4.8 - Discussão.....	146
4.9 - Conclusões.....	151
4.10 – Referências.....	152
5 - PEGADA HÍDRICA DA SOJA E DESENVOLVIMENTO SOCIOECONOMICO: UMA ANÁLISE DOS MUNICÍPIOS LOCALIZADOS NA ULTIMA FRONTEIRA AGRÍCOLA DO CERRADO.....	165
5.1 - Resumo.....	165
5.2 - Introdução.....	165
5.3 - Material e Métodos.....	168
5.3.1 - Caracterização da área de estudo.....	168
5.3.2 - Estimativa da Pegada Hídrica.....	169
5.3.3 - Avaliação da influência socioeconômica da produção de soja.....	170
5.3.4 - Obtenção de dados para modelagem da Pegada Hídrica.....	172

5.3.4 – Tratamento e Análise Estatística.....	172
5.4 - Apresentação dos resultados.....	173
5.5 - Discussão dos resultados.....	178
5.6 – Conclusões .....	183
5.7 - Referências.....	184
6 - DESIGUALDADE NO CAMPO E MUDANÇAS CLIMÁTICAS: O CASO DA PRODUÇÃO DE SOJA NO CERRADO DAS REGIÕES NORTE E NORDESTE.....	192
6.1 – Resumo.....	192
6.2 – Introdução.....	192
6.3 - Material e métodos.....	195
6.4 - Apresentação dos resultados.....	198
6.5 - Discussão dos resultados.....	203
6.6 - Considerações finais.....	207
6.7 – Referências.....	208
7 – PEGADA HÍDRICA DA PRODUÇÃO DE SOJA EM CENÁRIOS FUTUROS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS, NOS ESTADOS E MICRORREGIÕES DA FRONTEIRA AGRÍCOLA DO CERRADO DO NORTE E NORDESTE.....	214
7.1 – Resumo.....	214
7.2 – Introdução.....	214
7.3 - Material e métodos.....	217
7.3.1 - Delimitação territorial do estudo.....	217
7.3.2 - Dados climáticos e cenários de mudança climática.....	219
7.3.3 - Simulação da produtividade da Soja.....	220
7.3.4 - Estimativas da Pegada Hídrica.....	220
7.3.5 - Coleta e análise dos dados.....	222

7.4 - Resultados. ....	223
7.5 - Discussão.....	233
7.6 - Conclusões.....	237
7.7 - Referências Bibliográficas.....	238
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	244
APÊNDICE A. VALIDATING THE MARK-HADGEM2-ES AND MARK-MIROC5 CLIMATE MODELS TO SIMULATE RAINFALL IN THE LAST AGRICULTURAL FRONTIER OF THE BRAZILIAN NORTH AND NORTH-EAST SAVANNAH.....	250
APÊNDICE B. EVALUATION OF HADGEM2-ES AND MIROC5 MODELS TO SIMULATE AVERAGE TEMPERATURES IN THE LAST AGRICULTURAL FRONTIER OF THE BRAZILIAN SAVANNAH.....	268
ANEXO 1 - COMPROVANTE DE PUBLICAÇÃO DE ARTIGO (QUALIS A1) .....	287
ANEXO 2 - COMPROVANTE DE SUBMISSÃO DE ARTIGO (QUALIS A4) .....	289

## 1- INTRODUÇÃO

### 1.1 - Contextualização do Problema

O uso dos recursos hídricos é um tema atual e polêmico que frequentemente permeia as discussões e negociações sobre políticas públicas que incentivem a adoção de um modelo de desenvolvimento mais sustentável (WILLETT *et al.*, 2019). Sustentabilidade significa disponibilizar um recurso para toda a população, com um nível aceitável de qualidade e dentro dos limites que os ecossistemas possam suportar em longo prazo (CAVALCANTI, 2012).

Para Conte e Boff (2013), a discussão sobre a sustentabilidade começa com a problemática do crescimento populacional. De acordo com as projeções da United Nations (2015), se a população mundial continuar crescendo no ritmo atual, atingirá 9,7 bilhões de pessoas em 2050. No Brasil, serão mais de 226 milhões de habitantes, segundo estimativas do IBGE (2017). Assim, a questão recorrente é: como produzir alimentos em quantidade e qualidade aceitáveis para nutrir todos os habitantes do planeta sem degradá-lo irreversivelmente diante de um cenário, apresentado pelas tendências atuais, que aponta para a necessidade de dobrar a produção agropecuária e quadruplicar as demandas por recursos hídricos (RAN *et al.*, 2017). Assim, de acordo com Hoekstra (2017), mais de dois terços da população mundial sofrerá com severa escassez de água até 2050 se o modelo atual de produção não for repensado.

Uma possível reestruturação do modelo de desenvolvimento econômico começa necessariamente pela utilização de recursos naturais na produção agropecuária, uma vez que os problemas desse setor causam profundos impactos ecológicos, demográficos, urbanos, climáticos e alimentares (MORIN, 2013). Nessa mesma perspectiva, Jalava *et al.* (2016) e Mekonnen *et al.* (2015), alertam que as reservas de recursos naturais já sofrem uma pressão sem precedentes que tende a aumentar devido ao crescente consumo de combustíveis fósseis e ingestão de proteína animal, principais motores da contribuição antropogênica para o aquecimento local e global, especialmente no Cerrado, onde o ciclo das águas e as temperaturas é fortemente influenciado pelas características da vegetação (STRASSBURG *et al.*, 2017). Assim, o avanço dos cultivos de grãos, especialmente de soja, pode comprometer a disponibilidade de água nesse Domínio, pois configura o segundo maior motivador de remoção das espécies arbóreas nativas, de queimadas e de alteração de propriedades químicas do solo (AYALA *et al.*, 2016; IMAFLORA, 2018).

A soja, cujo nome científico é “[*Glycine max (L.) Merrill*]”, configura uma planta leguminosa da mesma família do feijão, da ervilha, da lentilha e do amendoim que, atualmente, representa uma das principais fontes de alimento no cenário mundial e o principal produto agrícola brasileiro destinado à exportação (BLYDE; FAGGIONI, 2018; LAHSEN *et al.*, 2016; FERREIRA; FREITAS; MOREIRA. 2015). Seu avanço sobre o Cerrado tem se apresentado como um dos maiores fatores de ocupação e mudança de uso dos solos nesse Domínio, pois se processa por meio da remoção da mata nativa, queimadas, alteração de propriedades químicas do solo e substituição de pastagens. Tais fatores são responsáveis pela maior parcela de emissões brasileiras de gases de efeito estufa. Esses gases aumentaram sua concentração na atmosfera terrestre a níveis sem precedentes desde o advento da revolução industrial e aceleraram esse processo a partir da chamada revolução verde. Com isso, o aquecimento no sistema climático tornou-se inequívoco e as temperaturas elevadas afetam o sistema de evapotranspiração e precipitação podendo ocasionar, em algumas regiões, uma situação onde as demandas por água são superiores a capacidade de fornecimento e armazenamento, fenômeno esse conhecido como estresse hídrico (IMAFLOA, 2018; BROECKER, 2017; COSTA, 2015; TRENBERTH, 2015; IPCC, 2014).

De acordo com o Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas - PBMC, as áreas do Cerrado apresentam grande vulnerabilidade ao estresse hídrico diante de cenários de mudanças climáticas. Essa vulnerabilidade está relacionada à importância estratégica desse Domínio para a preservação dos recursos hídricos do país, uma vez que nele são absorvidas e afloram as águas que abastecem três importantes aquíferos e seis grandes bacias hidrográficas: Amazônica, do Tocantins, Atlântico Norte-Nordeste, do São Francisco, Atlântico Leste e Paraná-Paraguai. Dessa última depende a sobrevivência do Pantanal, maior planície alagável do planeta (PBMC, 2014; WWF, 2012).

A elevada importância socioeconômica atribuída a produção de soja justifica a necessidade de entender a sua dinâmica e sua interação com os fatores bióticos e abióticos do Cerrado. Nesse sentido, entender essa dinâmica constitui uma iniciativa de importância estratégica para o planejamento com vistas ao desenvolvimento sustentável desta atividade nos municípios produtores. Deste modo, a construção de cenários pode ser fundamental para o fornecimento de informações relevantes do uso e cobertura do solo, bem como sobre a disponibilidade e necessidade de recursos hídricos futuros (BALDUÍNO *et al.*, 2018a; LOPES; GUIMARÃES, 2016). De acordo com o IPCC (2014), o termo cenário foi importado do campo das artes teatrais e configura os elementos de um roteiro organizado em sequências de acordo com a futura ação dos atores. No

campo das ciências climáticas, os cenários são entendidos como imagens de um ou mais futuros possíveis. Assim, eles não são previsões e nem predições, mas uma imagem alternativa sobre como o futuro pode se desdobrar.

Há diversas formas de construir cenários, porém os métodos participativos são considerados os mais promissores. Nesse sentido, a teoria dos *stakeholders* tem sido cada vez mais utilizada por defender a ideia de que o envolvimento da comunidade interessada, que foi atingida pelas consequências dos fenômenos e das decisões, pode oferecer resultados mais efetivos. Assim, pessoas e organizações que trabalham em campos que permeiam o objeto analisado, bem como aquelas que possuem conhecimento específico em algum dos aspectos relevantes ao tema em questão devem ser envolvidas em diferentes fases de construção dos cenários. Dessa forma, os cenários futuros apresentados pelo IPCC envolvem o consenso de um grupo de mais de 3000 cientistas que culminou em simulações geradas por modelos de circulação global que integram propriedades de funcionamento acoplados da atmosfera, oceano e biosfera (MOSS, 2010).

A disponibilidade de água no futuro pode ser estimada por modelos que integram dados demográficos, econômicos, climáticos e de usos e cobertura dos solos. Os estudos baseados nesses modelos demonstram consistentemente que as mudanças nesses fatores podem resultar em diminuição da recarga de água subterrânea e disponibilidade de água superficial, agravamento da escassez sazonal de água nas principais bacias hidrográficas do planeta e aumento da necessidade de irrigação na agricultura devido às mudanças climáticas que resultam em elevação das temperaturas e das irregularidades temporais e espaciais da distribuição das chuvas (HOEKSTRA *et al.*, 2016; LENG *et al.*, 2015; MACH *et al.*, 2016; SCHEWE *et al.*, 2014).

Quanto a essas respostas, as duas crenças predominantes são relativas ao avanço tecnológico e a mudança de estilo de vida (ECHEGARAY; AFONSO, 2014). A primeira tem como foco o melhoramento dos fertilizantes, dos agrotóxicos e da genética dos cultivares a fim de tornar as plantas mais resistentes a possível escassez de água no futuro, ou seja, dispensa ou minimiza a necessidade de modificar o modelo produtivo atual (CAPELESSO *et al.*, 2016). A segunda crença tem como fundamento a mudança no estilo de vida e, conseqüentemente, no modelo produtivo. Dessa forma, enfatiza a mitigação dos efeitos da agricultura sobre o ambiente, pregando a adoção da agricultura de baixa emissão de carbono (XIONG *et al.*, 2016), da agroecologia (CAPELESSO *et al.*, 2016), de exploração das plantas nativas do Domínio (EDWARDS *et al.*, 2017) e da ecossocioeconomia (SACHS, 2007).

Diante disso, a Pegada Hídrica (WF) apresenta-se como uma ferramenta para auxiliar na tomada de decisões no campo da gestão de recursos hídricos (HOEKSTRA *et al.*, 2016). Desenvolvida, em 2002, por Arjen Y. Hoekstra, a partir do conceito de “água virtual”, a WF quantifica a água doce utilizada direta e indiretamente no processo produtivo, desde a extração dos insumos até o descarte final dos resíduos (HOEKSTRA *et al.*, 2011). Trata-se de um indicador do uso da água, cujo método possibilita mapear o impacto do consumo humano sobre os recursos hídricos em todas as fases da cadeia produtiva, além de avaliar a sustentabilidade dos modelos de produção, pois: (I) contabiliza a água de chuva e o volume de água poluído por efluentes e não apenas a captação de água superficial ou subterrânea; (II) considera o uso da água ao longo da cadeia produtiva; e, (III) desconta a água que retornar para o local de captação com boa qualidade (PORKKA *et al.*, 2016). Assim, a análise da WF de um produto é fundamental para ajudar a compreender as atividades e os processos relacionados com a escassez de água, assim como os impactos da poluição gerada, para se buscar medidas a fim de garantir o uso sustentável da água.

De acordo com Lopes e Guimarães (2016), os estudos brasileiros sobre WF têm focado apenas no cálculo dos recursos utilizados. Nenhum abordou a inter-relação entre a expansão dessa cultura na mais recente fronteira agrícola do Cerrado e suas consequências ambientais, em diferentes escalas temporais. Além disso, os impactos do avanço das commodities sobre o desenvolvimento socioeconômico dos municípios localizados na porção norte do Cerrado, permanece nebuloso.

Apesar do crescente corpo de investigação internacional sobre o uso, escassez e poluição dos recursos hídricos em relação às mudanças climáticas, produção, comércio e consumo, há poucos estudos com detalhamento espacial ao nível municipal e que relacionam a WF ao desenvolvimento regional. No caso da produção de soja, em particular, que configura uma atividade econômica com alto grau de dependência do clima, as vulnerabilidades podem ser acentuadas diante das tendências globais atuais e dos impactos ambientais negativos decorrentes do modelo político produtivo adotado (HOEKSTRA, 2017; LOVARELLI; BACENETTI; FIALA, 2016; PORKKA *et al.*, 2016; RAN *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2017).

A agricultura é simultaneamente fonte significativa de alterações climáticas e uma das atividades mais vulneráveis aos seus impactos ambientais, sociais e econômicos (ARBUCKLE; MORTON; HOBBS, 2013; DA SILVA, 2013; FAVARETO *et al.*, 2019; ZHANG *et al.*, 2017). Nesse contexto, os problemas centrais deste estudo são: Qual foi o comportamento espacial e

temporal da Pegada Hídrica da produção de soja no Cerrado das regiões Norte e Nordeste, no passado recente (1999 - 2018)? Qual a relação entre a produção de soja e o desenvolvimento socioeconômico dos municípios pertencentes a essa fronteira agrícola? Quais são as perspectivas da produção de soja diante de cenários de mudanças climáticas de médio e longo prazo?

## 1.2 - Delimitação do estudo

O termo fronteira agrícola representa um espaço precariamente definido para que ocorra ampliação horizontal das atividades agropecuárias. Comumente, isso se dá através da posse de terras devolutas, espaços naturais pertencentes ao estado e ocupados por comunidades tradicionais e nações indígenas. Em geral, após a posse legal ou ilegal, inicia-se um processo de supressão da vegetação nativa ou alteração das propriedades do solo por meio do uso massivo de agrotóxicos (SAUER, 2018; OLIVEIRA, 2016; NEVES; GOMES; LEAL, 2014).

A fronteira agrícola mais visada no Brasil é a que se localiza no Domínio amazônico. Contudo, esse Domínio dispõe de ferramentas rigorosas de monitoramento e proteção dos seus ecossistemas. Além disso, conta com ampla e constante pressão de organismos internacionais, preocupados com as mudanças climáticas globais (MARENCO *et al.*, 2011; OLIVEIRA, 2016; BRASIL, 1994; BRASIL, 2002; ALMEIDA, 2012; BRASIL, 2011).

Por outro lado, o Cerrado é o segundo maior Domínio brasileiro, menor apenas do que a Amazônia, e o segundo que mais sofreu alterações com a ocupação humana, atrás apenas da mata Atlântica. Mesmo sendo considerado um dos “hotspots” de biodiversidade do mundo, somente 8,6% de seu território é protegido com unidades de conservação integral, tais como os parques nacionais. Nesse sentido, entre os anos 2000 e 2016, as taxas de desmatamento nesse Domínio foram 2,5 vezes maiores do que na Amazônia. Estima-se que, se essas taxas se mantiverem até 2050, o Domínio pode perder até 34% da cobertura vegetal original que ainda resta e o mundo pode registrar a maior perda de espécies vegetais da história (STRASSBURG *et al.*, 2017; LAHSEN; BUSTAMANTE; DALLA-NORA, 2016; NOOJIPADY *et al.*, 2017).

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2019), nas últimas cinco décadas, o Cerrado perdeu quase metade dos cerca de 2 milhões de km<sup>2</sup> que o compõem. Essas áreas foram rapidamente convertidas em pastagens e terras agrícolas, destinadas às monoculturas



de alto rendimento. De forma que, apenas 20% do seu território original permanece completamente intocado. Nesse sentido, conforme Silva (2013), as áreas de Cerrado localizadas nos estados da Bahia, Maranhão, Piauí e Tocantins, região popularmente denominada de “MATOPIBA”, são consideradas a última fronteira agrícola do Brasil.

O “MATOPIBA” configura uma região geoeconômica composta por 337 municípios, que ocupam uma área de cerca de 73 milhões de hectares, e que permeia diversos territórios ocupados por populações tradicionais. Trata-se de uma região tão estratégica para manutenção dos recursos hídricos do país, que recebeu o pseudônimo de ‘berço das águas’ (PEREIRA; CASTRO; PORCIONATO, 2018; SILVA, 2018; MAGALHÃES; MIRANDA, 2014).

Diante do exposto, esse estudo limitou-se a analisar a dinâmica do consumo de hídrico necessário para a produção de soja dentro da delimitação territorial que configura a última fronteira agrícola do país. Adicionalmente, os impactos socioeconômicos dessa produção sobre alguns indicadores de desenvolvimento dos municípios integraram o escopo desse estudo. Além disso, buscou-se estimar as perspectivas de médio e longo prazo a respeito do consumo de água para o cultivo da soja diante de diferentes cenários de mudanças climáticas.

### **1.3 - Objetivo**

O objetivo desse trabalho foi entender a dinâmica temporal e espacial da produção de soja, sua Pegada Hídrica e seus impactos sobre os indicadores socioeconômicos das áreas de recente expansão agrícola do Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil, bem como os riscos diante de cenários futuros de mudanças climáticas.

O procedimento realizado para alcançar o objetivo traçado foi dissecá-lo em objetivos específicos. Assim, descrever o comportamento das variáveis climáticas e da produção de soja dos últimos 20 anos, nos estados que contém áreas pertencentes a delimitação territorial proposta foi o primeiro objetivo específico. Adicionalmente, estimar os componentes da Pegada Hídrica da produção de soja dessas áreas em escala municipal, microrregional e estadual visando identificar as tendências temporais e espaciais desse indicador; Comparar os indicadores socioeconômicos dos municípios produtores e não produtores de soja; Validar e calibrar os modelos MarkSim-Miroc5 e MarkSim-Had3 para a delimitação territorial do estudo; Gerar cenários climáticos

futuros, otimista e pessimista, de médio e longo prazo, para as microrregiões que compõem as áreas de interesse desse estudo; e projetar o risco de escassez hídrica para o cultivo da soja, diante da manutenção ou intensificação das tendências dos últimos 20 anos, configuraram os demais objetivos específicos.

#### **1.4 - Justificativa**

A agricultura é o principal consumidor de água doce no mundo, uma vez que exige uso grande quantidade de recursos naturais, notadamente água e solo. Adicionalmente, a aplicação intensa e crescente de agrotóxicos tem impactado significativamente a qualidade da água das reservas superficiais e subterrâneas. Nesse sentido, os indicadores de impactos ambientais decorrentes da utilização dos recursos hídricos nas atividades humanas têm despertado grande interesse no meio acadêmico, empresarial e governamental. Além disso, os impactos socioeconômicos do avanço da produção de commodities sobre os municípios pertencentes a mais recente fronteira agrícola do Cerrado vem sendo amplamente discutidos nos estudos científicos e nas atividades dos movimentos sociais em defesa das comunidades tradicionais.

No setor agropecuário brasileiro, a soja se tornou nas últimas décadas, o mais importante produto destinado às exportações. Essas commodities se difundiram nos Domínios do Cerrado a partir dos anos setenta, em decorrência da demanda de farelo de soja para substituir o trigo como ração na cadeia das aves e suínos. Essa demanda foi responsável pela valorização do grão no mercado interno e externo. Assim, os altos retornos financeiros desse produto, estimularam investimentos públicos e privados no desenvolvimento de tecnologias para o cultivo da mesma, adaptando o grão as exigências das áreas mais setentrionais do Cerrado. Logo, quase toda a soja plantada e colhida no Cerrado é geneticamente modificada para resistir a toxicidade das altas dosagens de agrotóxicos necessários para a produção nesse Domínio.

As notáveis flutuações climáticas das últimas décadas estão se intensificando e influenciando o rendimento das culturas, o que chama a atenção para a variabilidade da produção e dos insumos necessários para mantê-la, principalmente, recursos hídricos. Todavia, poucos estudos locais analisaram essa variação temporal e espacial de acordo com as safras e seus impactos econômicos e ambientais.

Nos Domínios da recente fronteira agrícola do Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil não há nenhum estudo, até o momento, que analise o consumo de água apropriado para o cultivo de soja e os impactos socioeconômicos de sua produção em escalas detalhadas (anuais e municipais), especialmente no que se refere as projeções de cenários futuros. Trata-se de um conhecimento estratégico para a elaboração de programas locais, regionais e nacionais de planejamento nos campos do desenvolvimento agrícola, econômico e ambiental frente as evidentes incertezas climáticas.

### **1.5 - Estruturação da tese**

O primeiro capítulo apresentou a contextualização dos problemas tratados nessa tese, bem como suas delimitações, motivações e finalidades. Além da descrição da organização do texto correspondente.

O capítulo 2 corresponde a uma breve revisão de literatura cujas subseções abordaram os conceitos, características e discussões sobre o Cerrado, a produção de soja, o desenvolvimento regional, a sustentabilidade, a WF e as mudanças climáticas globais.

No terceiro capítulo foi realizada análise da dinâmica da WF da soja nos estados que contem áreas pertencentes a última fronteira agrícola do Cerrado. Por meio do cruzamento de dados climatológicos e de produção dos últimos 20 anos, a análise da dinâmica temporal da WF foi enfatizada. Além disso, os cultivos destinados à produção de sementes, todos irrigados e pertencentes a um calendário agrícola diferenciado, foram analisados separadamente.

No capítulo 4, a análise enfatizou a dinâmica espacial da WF da produção de soja em escalas microrregional e municipal. Para estimar o componente cinza da WF, adotou-se o agrotóxico glifosato como poluente de interesse, considerando o seu padrão Europeu de tolerância no meio aquático. O componente azul da WF foi ignorado por representar menos de 2% da produção e estar presente em menos de dez municípios da delimitação territorial desse estudo.

O capítulo 5 apresenta um estudo sobre o impacto da produção de soja sobre o desenvolvimento e o consumo de água dos municípios dessa fronteira agrícola, conforme o tempo de consolidação da produção e o impacto dessa no produto interno bruto agrícola do município. Nesse sentido, o Índice de desenvolvimento municipal da federação das indústrias do Rio de

Janeiro dos municípios produtores e não produtores de soja foi comparado no período de 2007 a 2016.

No capítulo 6, a análise socioeconômica enfatizou a dinâmica da desigualdade de renda e acesso às terras produtivas dos estabelecimentos agropecuários localizados em municípios produtores e não produtores de soja, no período de 2006 a 2017. Além disso, foi realizada uma breve análise sobre a relação entre a expansão das áreas de soja e as mudanças climáticas regionais.

No sétimo capítulo, o risco futuro de estresse hídrico e, conseqüente, risco a sustentabilidade dessa produção, foi avaliado através de simulações de precipitação, evapotranspiração, WF e balanço hídrico, nas escalas estadual e microrregional, considerando os cenários otimistas e pessimistas para as safras de 2049/2050 e 2079/2080.

O oitavo e último capítulo sintetiza os resultados dos artigos científicos, expressa as considerações finais e recomendações para a continuidade de pesquisas sobre o tema. Adicionalmente, uma seção de apêndices e anexos é disponibilizada. Nela constará os artigos relativos ao estudo de validação e calibração dos modelos climáticos Mark-Sim-Miroc3 e Mark-Sim-Hadgem2-ES para simulação de precipitações e temperaturas médias na delimitação territorial proposta. Além dos comprovantes de submissão dos artigos a periódicos científicos.

## 1.6 – Referências Bibliográficas

ALMEIDA, A. W.B. de. Territórios e territorialidades específicas na Amazônia: entre a “proteção” e o “protecionismo”. **Caderno CRH**, v. 25, p. 63 – 72, Abril 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/scieloOrg/php/articleXML.php?lang=en&pid=S0103-49792012000100005>.

ARBUCKLE, J. G.; MORTON, L. W.; HOBBS, J. Farmer beliefs and concerns about climate change and attitudes toward adaptation and mitigation. **Climatic Change**, v. 118, p. 551 – 563, February 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0700-0>.

AYALA, L. M. et al. Impact of agricultural expansion on water footprint in the Amazon under climate change scenarios. **Science of Total Environment**, v. 570, p. 1159 – 1173, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.191>.

BALDUINO, A. R. et al. Hydric balance and climatic classification of the city of Porto Nacional, state of Tocantins, inserted in the Legal Amazon, Brazil. **International Journal of Advanced Engineering Research and Science**, v. 5, p. 259 – 263, 2018. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.22161/ijaers.5.3.34>.

BLYDE, J.; FAGGIONI, V. International supply chains and trade agreements. **Applied Economics Letters**, v. 25, n. 17, p. 1198 – 1203, November 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/13504851.2017.1409414>.

BRASIL. Decreto nº 1.049, de 25 de janeiro de 1994. Brasília, DF, 1994. Publicado no DOU de 26 de janeiro de 1994. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/CCIVIL\\_03/decreto/1990-1994/D1049.htm](http://www.planalto.gov.br/CCIVIL_03/decreto/1990-1994/D1049.htm).

BRASIL. Decreto nº 9.615, de 18 de julho de 2002. Brasília, DF, 2002. Publicado no DOU de 19 de julho de 2002. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/CCIVIL\\_03/DNN/2002/Dnn9615.htm](http://www.planalto.gov.br/CCIVIL_03/DNN/2002/Dnn9615.htm).

BRASIL. Decreto nº 7.424, de 5 de janeiro de 2011. Brasília, DF, 2011. Publicado no DOU de 6 de janeiro de 2011. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/CCIVIL\\_03/Ato2011-2014/2011/Decreto/D7424.htm](http://www.planalto.gov.br/CCIVIL_03/Ato2011-2014/2011/Decreto/D7424.htm).

BROECKER, W. When climate change predictions are right for the wrong reasons. **Climatic Change**, v. 142, p. 1 – 6, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-017-1927-y>.

CAPELLESSO, A. J. et al. Economic and environmental impacts of production intensification in agriculture: comparing transgenic, conventional, and agroecological maize crops. **Agroecology and Sustainable Food Systems**, v. 40, n. 3, p. 215 – 236, January 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/21683565.2015.1128508>.

CAVALCANTI, C. Sustentabilidade: mantra ou escolha moral? Uma abordagem ecológico-econômica. **Estudos Avançados**, v. 26, n. 74, p. 35 – 50, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142012000100004>

CONTE, I. I.; BOFF, L. A. As crises mundiais e a produção de alimentos no Brasil. **Acta Scientiarum: Human and Social Sciences**, v. 35, n. 1, p. 49 – 59, abril 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.4025/actascihumansoc.v35i1.18497>

COSTA, T. R. da. **Novas Tecnologias Aplicadas ao Agronegócio**. Maringá: Cesumar, 2015.

ECHEGARAY, F.; AFONSO, M. H. F. Respostas às mudanças climáticas: inovação tecnológica ou mudança de comportamento individual? **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 28, n. 82, p. 155 – 174, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142014000300010>

EDWARDS, D. P. et al. Climate change mitigation: potential benefits and pitfalls of enhanced rock weathering in tropical agriculture. **Biology letters**, v. 13, n. 4, p. 20160715 –, April 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2016.0715>

FAVARETO, A. et al. Há mais pobreza e desigualdade do que bem estar e riqueza nos municípios do MATOPIBA. **Núcleo de Estudos, Pesquisas e Projetos de Reforma Agrária**, v. 22, n. 47, p. 348 – 381, 2019. Disponível em: <http://revista.fct.unesp.br/index.php/nera/article/view/6275>

FERREIRA, B. G. C.; FREITAS, M. M. L.; MOREIRA, G. C. Custo operacional efetivo de produção de soja em sistema de plantio direto. **Revista IPecege**, v. 1, n. 1, p. 39 – 50, novembro 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.22167/r.ipecege.2015.1.39>.

HOEKSTRA, A. Y. Water Footprint Assessment: Evolvement of a New Research Field. **Water Resources Management**, n. 31, p. 3061 – 3081, March 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1618-5>.

HOEKSTRA, A. Y. et al. **Footprint assessment manual: setting the global standard**. London: Earthscan, 2011. Disponível em: [https://waterfootprint.org/media/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManual\\_2.pdf](https://waterfootprint.org/media/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManual_2.pdf).

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTADÍSTICA. **Projeções e estimativas da população do Brasil e das Unidades da Federação**. 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Brasil em números**. Centro de Disseminação de Informações. 2019. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/biblioteca-catalogo?id=72&view=detalhes>. Acesso em: 19/09/2017.

IMAFLOA. INSTITUTO DE MANEJO E CERTIFICAÇÃO FLORESTAL E AGRÍCOLA. **Evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil (1990-2016)**: setor de mudanças de uso da terra. São Paulo, 2018.

IPCC. INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability**. [S.l.], 2014. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg2/>.

JALAVA, M. et al. Diet change and food loss reduction: What is their combined impact on global water use and scarcity? **Earth's future**, n. 4, p. 72 – 78, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2015EF000327>.

LAHSEN, M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; DALLA-NORA, E. L. Undervaluing and Overexploiting the Brazilian Cerrado at Our Peril. **Environment: Science and Policy for Sustainable Development**. v. 58, n. 6, p. 4 – 15, nov 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00139157.2016.1229537>.

LENG, G. et al. A modeling study of irrigation effects on global surface water and groundwater resources under a changing climate. **Journal of Advances in Modeling Earth Systems**, v. 7, n. 3, p. 1285 – 1304, September 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2015MS000437>.

LOPES, A. S.; GUIMARÃES, G. L. R. A. Career Perspective on Soil Management in the Cerrado Region of Brazil. **Advances in Agronomy**, v. 137, p. 1 – 72, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2015.12.004>.

LOVARELLI, D.; BACENETTI, J.; FIALA, M. Water Footprint of crop productions: A review. **Science of The Total Environment**, v. 549, p. 236 – 251, April 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.022>.

MACH, K. J. et al. Understanding and responding to danger from climate change: the role of key risks in the IPCC AR5. **Climatic Change**, v. 136, p. 427 – 444, March 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1645-x>. Acesso em: 25/03/2017.

MAGALHÃES, L. A.; MIRANDA, E. E. **MATOPIBA: Quadro Natural**. [S.l.], 2014. Disponível em: [https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT5\\_MATOPIBA\\_Quadro\\_Natural.pdf](https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT5_MATOPIBA_Quadro_Natural.pdf).

MARENGO, J. A. et al. **Riscos das mudanças climáticas no Brasil: análise conjunta Brasil-Reino Unido sobre os impactos das mudanças climáticas e do desmatamento na Amazônia**. São Paulo: INPE, 2011. Disponível em: <http://www.ccst.inpe.br>.

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. Four billion people facing severe water scarcity. **Science Advances**, v. 2, n. 2, p. e1500323 –, 2 2016. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4758739/>.

MORIN, E. **A via para o futuro da humanidade**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2013.

MOSS, R. H. et al. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. **Nature**, v. 463, n. 11, p. 19 – 29, February 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature08823>. Acesso em: 12/06/2018.

NEVES, D. P.; GOMES, R. A.; LEAL, P.F. **Quadros e programas institucionais em políticas públicas**. Campina Grande: EDUEPB, 2014. Disponível em: [10.7476/9788578792787](https://doi.org/10.7476/9788578792787).

NOOJIPADY, P. et al. Forest carbon emissions from cropland expansion in the Brazilian Cerrado biome. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 2, February 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5986>.

OLIVEIRA, A. U. **A fronteira Amazônica Mato-Grossense: Grilagem, Corrupção e Violência.** São Paulo: Iandé, 2016. Disponível em: <http://www.geografia.fflch.usp.br/inferior/laboratorios/agraria/publicaç~oes.htm>.

PBMC. **PAINEL BRASILEIRO DE MUDANCAS CLIMÁTICAS 2014:** Impactos, vulnerabilidades e adaptação às mudanças climáticas. Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: [http://www.pbmc.coppe.ufrj.br/documentos\\_publicos/GT2/ GT2\\_volume\\_introducao.pdf](http://www.pbmc.coppe.ufrj.br/documentos_publicos/GT2/ GT2_volume_introducao.pdf).

PEREIRA, C. N.; CASTRO, C. N. de; PORCIONATO, G. L. Dinâmica Econômica, Infraestrutura e Logística no MATOPIBA: Caminhos para a ocupação territorial, uso do solo e produção sustentável. **Texto para discussão**, n. 2382, abril 2018. Disponível em: [http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/8355/1/ td\\_2382.pdf](http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/8355/1/ td_2382.pdf). Acesso em: 01/01/2019.

PORKKA, M. et al. Causes and trends of water scarcity in food production. **Environmental Research Letters**, v. 11, n. 1, p. 015001, January 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/1/015001>.

RAN, Y. et al. Freshwater use in livestock production: to be used for food crops or livestock feed? **Agricultural Systems**, v. 155, p. 1 – 8, July 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.03.008>.

SACHS, I. **Rumo à ecossocioeconomia: teoria e prática do desenvolvimento.** São Paulo: Cortez, 2007.

SAUER, S. Soy expansion into the agricultural frontiers of the Brazilian Amazon: The agribusiness economy and its social and environmental conflicts. **Land Use Policy**, v. 79, p. 326 – 338, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.08.030>.

SCHEWE, J. et al. Multimodel assessment of water scarcity under climate change. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 9, p. 3245 – 3250, March 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1222460110>.

SILVA, E. B. da. **A dinâmica socioespacial e as mudanças na cobertura e uso da terra no bioma Cerrado.** 2013. Tese (Programa de Pós-Graduação em Geografia) — Universidade Federal de Goiás. Disponível em: <https://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tede/3277>

SILVA, R. A. **Impacto das mudanças climáticas sobre a produtividade e Pegada hídrica da soja cultivada na região do MATOPIBA.** 2018. Tese (Programa de Pós-Graduação em Meteorologia) — Universidade Federal de Campina Grande.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 99, p. 1 – 3, march. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>. Acesso em: 03/09/2019.

TRENBERTH, K. E. Perspective climate change: Have you been a hiatus? **Science**, v. 349, n. 6249, p. 691 – 692, August 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aac9225>.

UNITED NATIONS. **World Population Prospects: The 2019 Revision.** Geneva, 2019.



WILLETT, W. et al. Food in the Anthropocene: the EAT-Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. **Lancet**, v. 393, n. 10170, p. 447 – 492, January 2019. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4)

XIONG, C. et al. The Relationship between Agricultural Carbon Emissions and Agricultural Economic Growth and Policy Recommendations of a Low-carbon Agriculture Economy Chuanhe. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 25, n. 5, p. 2187 – 2195, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.15244/pjoes/63038>.

ZHANG, Y. et al. Mapping of water footprint research: A bibliometric analysis during 2006–2015. **Journal of Cleaner Production**, v. 149, p. 70 – 79, April 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.067>.

## 2- FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 2.1 - Mudanças Climáticas

O clima pode ser definido como o conjunto das condições atmosféricas predominantes em um espaço geográfico durante um longo intervalo de tempo, no mínimo de três décadas. Ele é o resultado de um conjunto de fatores astronômicos e terrestres, naturais e antrópicos, capazes de influenciar a dinâmica dos fluxos de energia no planeta em diferentes escalas de tempo e espaço (ANDRADE; BASCH, 2012; BARRY; CHORLEY, 2013; STEINKE, 2012).

O sistema climático terrestre é formado por cinco subsistemas principais: a atmosfera (gases, partículas e vapor), a hidrosfera (água superficial e subterrânea), a criosfera (gelo e neve), a superfície terrestre (rochas e solos emersos) e a biosfera (seres vivos). Esses subsistemas compõem fatores internos do clima que interagem continuamente em diversos níveis de funcionamento e em diferentes escalas para gerar o estado do tempo, entendido nesse contexto como um conjunto de valores que, em dado momento e em determinado lugar, caracterizam o estado atmosférico (BARRY; CHORLEY, 2013; NAHUR; LUTES; RIBEIRO, 2015; SIMÕES, 2004).

Os fatores astronômicos determinantes do clima são os fornecedores de energia e de como essa foi distribuída sobre a superfície. Dessa forma, a órbita, a inclinação e a oscilação do eixo de rotação do planeta determinam a intensidade e o ângulo de incidência das radiações solares e, conseqüentemente, as temperaturas médias em diferentes regiões do globo terrestre (BARRY; CHORLEY, 2013; NAHUR; LUTES; RIBEIRO, 2015; ANDRADE; BASCH, 2012).

A complexa interação entre fatores astronômicos e terrestres é responsável pela variabilidade dos estados meteorológicos. Por exemplo, as variações na composição atmosférica, na altitude, na cobertura do solo e na proximidade do mar são fortes influenciadores do albedo de superfície terrestre, que por sua vez, determina as temperaturas locais, evapotranspiração, umidade e nebulosidade. O albedo de superfície é a porção de energia do Sol refletida pela cobertura do solo. Trata-se de uma variável importante no controle dos processos climáticos e energéticos da Terra. Dessa forma, configura um parâmetro útil para avaliar os efeitos da substituição original da cobertura do solo devido à ocupação humana (ANDRADE; BASCH, 2012; FARIA et al., 2018).

As alterações do albedo de superfície estão associadas a mecanismos de regulação da temperatura em resposta ao albedo das nuvens, a depender da intensidade e características físicas

do local. Estudos recentes (BRIGHT et al., 2017; LI et al., 2015; SCHULTZ; LAWRENCE; LEE, 2017) baseados em observações por satélite demonstram que áreas desmatadas são mais quentes que as florestas próximas durante o verão. Dessa forma, temperaturas mais elevadas aumentam a evaporação e a nebulosidade. A nebulosidade aumenta a proporção de radiação solar refletida pelas nuvens, causando retroalimentação negativa e redução de temperatura. De acordo com Chen e Dirmeyer (2020), estudos sobre o efeito do desmatamento nas temperaturas em regiões tropicais tem demonstrado que mudanças na circulação de mesoescala podem causar resfriamento, como observado no Brasil e no continente africano, devido a liberação de aerossóis e fuligem das queimadas.

Por outro lado, quando há resfriamento da superfície, a nebulosidade é reduzida e, conseqüentemente, o albedo de nuvens. Isso promove novo aumento da radiação que chega à superfície e as temperaturas tendem a subir. Especialmente, em regiões onde há depósitos de gelo sobre solo orgânico (escuro). O degelo expõe o solo escuro e eleva a absorção radioativa e, conseqüentemente, a temperatura numa retroalimentação positiva (ANDRADE; BASCH, 2012; BARRY; CHORLEY, 2013; STEINKE, 2012).

A variabilidade natural das condições meteorológicas e do clima está associada a diferentes escalas temporais e pode ser representada por flutuações aleatórias, anomalias e mudanças climáticas. As flutuações aleatórias e anomalias de precipitação, temperatura, umidade, vento e albedo ocorrem em escalas de meses a anos e podem causar eventos como cheias, secas, tempestades, ondas de calor ou de frio e elevação do nível do mar sem estarem associadas à mudança climática, pois esta é definida como a diferença entre os valores médios relativos a períodos homólogos suficientemente longos (em geral, décadas) de um parâmetro climático e das suas estatísticas (ANDRADE; BASCH, 2012; BARRY; CHORLEY, 2013; STEINKE, 2012).

De acordo com o *Intergovernmental Panel on Climate Change* – IPCC, há forte evidência de que as atividades antrópicas têm acelerado e intensificado o processo de mudanças climáticas. A compilação de estudos científicos realizada pelo IPCC atesta uma probabilidade superior a 95% de certeza de que as mudanças climáticas estejam sendo ocasionadas pelo aumento da concentração de gases de efeito estufa - GEE provenientes, principalmente, da queima de combustíveis fósseis e das alterações no uso e cobertura dos solos para atender as necessidades crescentes das civilizações. Estima-se que tais mudanças aumentem a variabilidade interanual das chuvas em muitos locais e elevem as temperaturas médias anuais em nível global. Estes eventos, por sua vez, podem gerar

diversos impactos em plantações e rebanhos, como a falta ou o excesso de água, surtos de pragas e doenças, inundações de terras produtivas, incêndios florestais, entre outros que ameaçam a saúde e o bem-estar das populações (HSIANG; BURKE, 2014; IPCC, 2014; MARENGO *et al.*, 2011).

O fenômeno das mudanças climáticas locais e globais está se tornando cada vez mais perceptível devido à elevação das temperaturas médias e maior frequência de seus extremos nos últimos 60 anos (LESNIKOWSKI *et al.*, 2015; IPCC, 2014). Embora o termo “aquecimento global” seja recorrente na mídia, ele ganhou popularidade apenas a partir dos anos 2000, quando o ambientalista e ex-vice-presidente dos Estados Unidos, Albert Gore, viajou pelo mundo proferindo palestras que culminaram no documentário “Uma Verdade Inconveniente” que foi amplamente divulgado pela grande mídia (GORE, 2006). No entanto, esse fenômeno foi dado pela primeira vez em 1957, numa coluna do *Theamammond Times*, de Indiana - EUA, onde um grupo de cientistas não identificados do sul da Califórnia alertavam que o CO<sub>2</sub> liberado pela indústria levaria ao aquecimento global (BROECKER, 2017).

Atualmente, o aquecimento global é hegemonicamente reconhecido pela comunidade científica e pela população, porém ainda há debates sobre suas causas (CRICK; JENKINS; SURMINSKI, 2018; HUANG *et al.*, 2012). A maioria dos cientistas defende a tese de que o aquecimento é causado pela intensificação do efeito estufa decorrente do excesso de emissões de gases como o dióxido de carbono, o metano e o óxido nitroso, chamados de GEE, que se acumulam na atmosfera e impedem o retorno ao espaço da radiação solar recebida pelo planeta. Dessa forma, o calor que a Terra recebe durante o dia mantém a temperatura elevada mesmo durante a noite (LESNIKOWSKI *et al.*, 2015; HUANG *et al.*, 2012). Os GEE aumentaram suas concentrações na atmosfera terrestre a níveis sem precedentes desde o início do século XX e, com isso, o aquecimento do planeta tornou-se inequívoco, afetando o sistema de evapotranspiração e precipitação (BROECKER, 2017).

O maior volume dos GEE provém das atividades predominantes atual do modelo de crescimento e desenvolvimento econômico, baseado no consumo e acumulação, que não respeita os limites da ética ambiental (LEFF, 2007). Particularmente, no setor agroindustrial, a produção crescente de alimentos não resulta em erradicação da fome, especialmente na África e entre aqueles que tem suas raízes étnicas no continente africano. A crescente concentração de riquezas em alguns países e classes sociais cria privilégios absurdos que promovem o consumo supérfluo e o desperdício entre os ricos. Por outro lado, os pobres dos países periféricos ou subdesenvolvidos

são submetidos a uma política de Estado que promove a moderna escravidão e o genocídio. São os Estados que buscam incessantemente o crescimento econômico, submetidos a colonialidade dos países centrais, os responsáveis por implementar a exploração ambiental e de seu próprio povo. (FURTADO, 1974; LUCAS, 2020; MBEMBE, 2003; OCAMPO, 2005). Para Lucas (2020, p. 18): “[...] as nações do Sul entram em uma corrida onde jamais serão vencedores, pois estes já estão definidos antes mesmo da largada.

Considerando apenas as emissões de CO<sub>2</sub>, sua concentração atmosférica aumentou 40% desde a era pré-industrial devido, em primeiro lugar, as emissões derivadas dos combustíveis fósseis e, em segundo lugar, a emissões derivadas de mudanças no uso e cobertura dos solos (CASTELLS-QUINTANA; LOPEZ-URIBE; MCDERMOTT, 2018). Essas duas principais causas antropogênicas somadas à variabilidade climática natural, aumentam os riscos de eventos extremos como ondas de calor e de frio demasiadamente intensos que podem ocasionar, em algumas regiões, secas prolongadas e inundações, levando a uma situação onde as demandas por água são superiores à capacidade de fornecimento e armazenamento durante a maior parte do ano (VANHAM *et al.*, 2018; CRICK; JENKINS; SURMINSKI, 2018).

O efeito antropogênico sobre as mudanças climáticas alcançou um estágio onde mesmo a medida política mais radical de redução de emissões de GEE servirá apenas para reduzir impactos negativos, que podem gerar perdas anuais superiores a sete bilhões de dólares até o final de 2020 no Brasil (NAHUR; LUTES; RIBEIRO, 2015; GOSLING; ARNELL; LOWE, 2011). Tais perdas estão associadas ao aumento da frequência de eventos climáticos extremos. À medida que o clima for se alterando, a intensidade e duração das secas e enchentes acompanhará a elevação das temperaturas. Nesse contexto, dezenas de milhões de pessoas poderão ficar sem acesso a abrigo, alimentos e água potável (NAHUR; LUTES; RIBEIRO, 2015; HSIANG; BURKE, 2014).

Segundo Trenberth (2015), desde 1960, a cada década que passou, os registros das médias de variação de temperatura têm apontado para aumentos substanciais, com o período de 2000 a 2009 reconhecido como a década mais quente até então. No entanto, o papel das alterações climáticas induzidas pelo homem tem sido subestimado por alguns pesquisadores devido ao aumento reduzido da temperatura média global que ocorreu entre 1998 e 2013 (Fig. 2.1). Isso pode ser evidenciado, conforme o IPCC (2014), na medida em que linhas de tendências históricas são traçadas para avaliar a direção dos valores médios dessa variabilidade interanual. Assim que a

atmosfera e o oceano estão apresentando temperaturas mais elevadas a cada ano. Reforçando essa evidência, os volumes de neve e gelo têm diminuído e o nível do mar tem aumentado.

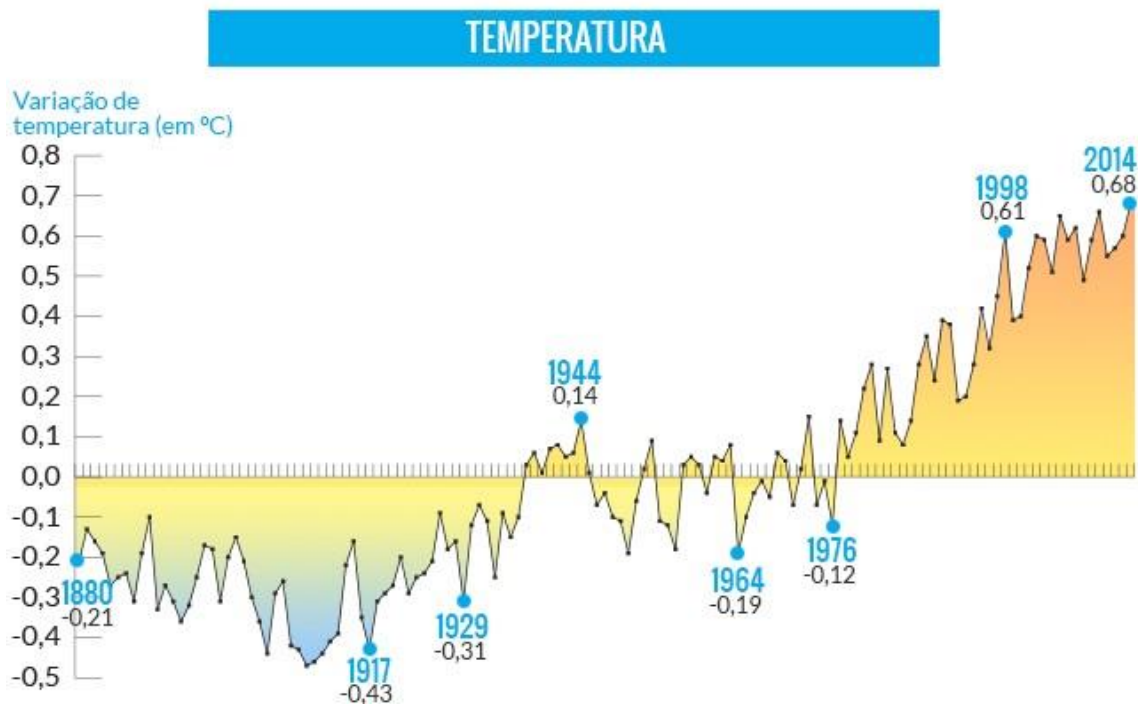


Figura 2.1 – Série histórica das médias de variação da temperatura mundial entre 1880 e 2014.  
Fonte: IPCC (2014)

De acordo com o quinto relatório do IPCC (2014), a amplitude da variabilidade climática está sendo documentada globalmente de forma sistematicamente consistente e seus efeitos em vários ecossistemas e atividades produtivas, incluindo infraestrutura urbana, industrial e agricultura, são perturbadores. Nkhonjera *et al.* (2017) afirmam que há evidências robustas que até 2100, se mantidos os padrões atuais de crescimento econômico e populacional, haverá diminuição superior a 30% nas precipitações e aumentos de 2°C a 5°C nas temperaturas médias de inúmeras regiões do planeta. Isso acarretará em aumento da pressão sobre os balanços das bacias hidrográficas, principalmente nos meses de verão, elevando a incerteza sobre o fluxo dos cursos de água intermitentes.

Esse conjunto de mudanças climáticas previsto elevará os conflitos pelos múltiplos usos dos recursos hídricos, uma vez que as regiões que apresentam baixa frequência de precipitações atualmente sofrerão com redução ainda maior dessa, especialmente nas savanas, onde os períodos

secos foram mais prolongados e os períodos chuvosos mais intensos e reduzidos (FARAMARZI *et al.*, 2017).

Desde a crise financeira mundial de 2008, houve grande aceleração da adoção de reformas políticas de cunho neoliberal e, conseqüentemente, relachamento nas regulamentações de diversos setores produtivos, especialmente no Brasil. A Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Novo Código Florestal), sancionada em maio de 2012, alterou as normas de uso das terras no Brasil e incentivou o desmatamento. O Novo Código Florestal permitiu a recomposição de 50% das áreas de reserva legal do território brasileiro com monoculturas como eucalipto, soja, ou qualquer outra espécie exótica, além da integração das Áreas de Preservação Permanente no percentual da Reserva Legal e prever o perdão de grande parte dos crimes ambientais anteriores a sua sanção. Assim, após quatro anos consecutivos de queda, a taxa acional de desmatamento voltou a crescer em 2012 (CASALVARA; BAPTISTA, 2017; IPCC, 2014; VIANA; SILVA, 2018).

Coincidentemente, a tendência ascendente retomou em 2014 e as temperaturas de 2015 bateram o recorde histórico. Embora o clima da terra em aquecimento tenha uma grande variabilidade natural, a temperatura média em qualquer ano ou mesmo década pode, temporariamente, superar a média histórica e sua tendência, especialmente em escala local ou regional (BROECKER, 2017; TRENBERTH, 2015; IPCC, 2013).

## **2.2 - Modelos e cenários climáticos futuros**

Cenários configuram ferramentas preditivas de suporte à decisão na escolha de alternativas diante das incertezas sobre o futuro. Sua utilização para previsão de impactos tem crescido substancialmente desde a década de 90. Todavia, eles apresentam limitações devido a defasagem temporal quando em escala global, uma vez que, normalmente, são construídos com base em dados de uma década anterior. Mesmo assim, sua aplicação em nível regional é válida, pois as modelagens matemáticas são forçadas e adaptadas com dados locais, que normalmente são mais atualizados (LEWIS, 2014).

As previsões de mudanças climáticas são o resultado da compreensão científica sobre as inter-relações entre os processos físicos, químicos e biológicos que regem o funcionamento da atmosfera, dos oceanos e da superfície da Terra. Esse conhecimento é utilizado para a criação de

modelos climáticos globais que estimam o comportamento futuro das chuvas, temperatura, pressão, cobertura de nuvens, umidade e uma série de outras variáveis climáticas para um dia, um mês ou um ano (SAMPAIO; DIAS, 2014). Atualmente, há inúmeros modelos climáticos que integram informações sobre tendências demográficas e socioeconômicas em diferentes escalas temporais e espaciais, mas apenas 17 deles foram utilizados nos estudos selecionados pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* (MACH *et al.*, 2016; IPCC, 2013). Esses modelos são considerados os mais confiáveis segundo um conjunto de critérios que incluem a eficácia para reproduzir o clima passado e atual dentro de uma determinada região, pois se um modelo puder realizar simulações que sejam muito parecidas com os dados conhecidos, há maior confiança de que esse modelo possa projetar o clima futuro (DETENBECK *et al.*, 2016). Dessa forma, os *Global Climate Models* – GCMs adotados pelo IPCC (2014) são aqueles que demonstraram habilidade convincente para reproduzir características observadas do clima atual e suas mudanças no passado.

Os Modelos de Circulação Geral Atmosfera-Oceano - AOGCMs fornecem estimativas confiáveis de mudanças climáticas futuras, particularmente em escalas continentais na ordem de 300 x 300 km (IPCC, 2013). No entanto, o uso de AOGCMs é limitado na projeção das mudanças climáticas nos níveis regional e sub-regional porque diferenças significativas no clima ocorrem em uma escala abaixo da resolução dos AOGCMs. Dessa forma, para ampliar a resolução espacial do conjunto de dados climáticos produzidos por um GCM é necessário convertê-los e validá-los por meio de métodos chamados de *downscaling* (LYRA *et al.*, 2017; CHOU *et al.*, 2012).

Há diversos métodos de *downscaling*, entre eles, o dinâmico e o estatístico são os mais utilizados. O dinâmico consiste em construir informações por meio do desenvolvimento modelos de clima regional - RCMs que utilizam os dados de GCMs como condições de fronteira. Já o estatístico considera que o clima regional é resultado da interação dos AOGCMs com a topografia regional e utiliza as técnicas de regressão linear ou estocástica (CHOU *et al.*, 2012; MARENGO *et al.*, 2012). A escolha de um GCM para realizar *downscaling* é uma tarefa difícil, pois para cada modelo isolado ou em combinação com outro pode ser o que melhor representa uma região. Assim, alguns critérios de seleção são sugeridos pelo IPCC (2013) conforme o quadro 2.1.

A fase 5 do projeto de Inter comparação de modelos acoplados (CMIP5) utilizados no quinto relatório do *Intergovernmental Panel on Climate Change* fornece uma boa referência para avaliar o desempenho dos modelos de última geração na simulação do sistema climático (IPCC, 2013). Nesse sentido, Feng *et al.*, (2015) analisaram dez modelos do CMIP5 e demonstraram que



nenhum deles isoladamente pode capturar as tendências de longo prazo. Isso se deve a uma falha na simulação da diferença entre a temperatura inter-hemisférica da superfície do mar. Portanto, é importante analisar a variabilidade interanual das simulações das médias anuais das variáveis de interesse a fim de validá-las em uma *downscaling*.

Quadro 2.1 - Critérios de seleção de um GCM para realizar *downscaling*.

<b>Critério</b>	<b>Descrição</b>
<b>Atualização.</b>	Modelos recentes tendem a ser mais confiáveis, pois incorporaram o conhecimento acumulado.
<b>Resolução.</b>	Uma resolução superior não garante melhor desempenho do modelo, mas contém mais detalhes espaciais (por exemplo, topografia complexa, fronteiras terrestres marítimas, etc.) e alguns processos-chave da variabilidade climática, como os eventos ENSO, estão melhor representados.
<b>Validade.</b>	A validade de um modelo é avaliada comparando dados observados com dados simulados. Medidas estatísticas, como desvio padrão, erro padrão, etc., são úteis para esta análise.
<b>Representatividade dos resultados.</b>	A seleção de resultados representativos do GCM ajuda a ilustrar uma série de mudanças em uma variável-chave do clima na região. Por exemplo, se a maioria dos modelos mostra menos precipitação anual em relação a um período de referência, os usuários podem prever impactos potenciais nas atividades socioeconômicas dessa região.

Fonte: IPCC (2013)

A necessidade de validação dos dados gerados no processo de *downscaling* de um determinado GCM, por meio da comparação com os dados observados em diferentes partes do globo, torna indispensável a seleção de um período representativo do tempo local para calcular uma Normal Climatológica de interesse (IPCC, 2013). Uma Normal Climatológica (NC) é definida pela Organização Meteorológica Mundial (WMO, 2011) como as médias das variáveis atmosféricas registradas em períodos de 30 anos, começando em 1º de janeiro dos anos que terminem com o dígito 1. Assim, por exemplo, a média de precipitação de uma região no período de 1º de janeiro de 1981 a 31 de dezembro de 2010 configura uma NC. No entanto, a escassez de registros meteorológicos com séries históricas tão longas é um problema comum em inúmeras regiões do planeta. Dessa forma, a WMO (2011) recomenda a adoção das Normais Climatológicas Provisórias (NCP) que devem ser calculadas a partir de períodos de dez anos de observações registradas de dados seguindo os demais critérios das NC.

Dentre os modelos avaliados no CMIP5, o MIROC5 (*Model for Interdisciplinary Research on Climate 5*) e o HadGEM2-ES (*Hadley Centre Global Environmental Model 2 - Earth System*) são os que obtiveram melhores resultados na simulação do clima presente e passado da América do Sul (LYRA *et al.*, 2017; CHOU *et al.*, 2014; JONES *et al.*, 2011; WATANABE *et al.*, 2010).

Quadro 2.2 – Modelos avaliados no projeto de intercomparação (CMIP5).

Modelo	Instituição e País onde foi desenvolvido	Camadas	Resolução Atmosférica
BCC-CSM1-1	Beijing Climate Center, China Meteorological Administration	26	128 × 64
CESM1-CAM5	Community Earth System Model contributors	17	192 × 288
HadCM3	Met Office Hadley Centre	17	72 × 96
BNU-ESM	College of Global Change and Earth System Science, Beijing Normal University	17	64 × 128
CCSM4	National Center for Atmospheric Research	26	288 × 192
CanESM2	Canadian centre for Climate Modelling and Analysis	35	128 × 64
CESM1-WACCM	Community Earth System Model contributors	23	96 × 144
CNRM-CM5	Centre National de Recherches Météorologiques/Centre Européen de Recherche et Formation Avancée en Calcul Scientifique	31	256 × 128
CSIRO-Mk3-6	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization in collaboration with Queensland Climate Change Centre of Excellence (CSIRO-QCCCE)	18	192 × 96
EC-EARTH	EC-EARTH consortium	16	160 × 320
FGOALS-g2	LASG, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences and CESS, Tsinghua University	26	128 × 60
FGOALS-s2	LASG, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences and CESS, Tsinghua University	26	128 × 108
FIO-ESM	First Institute of Oceanography, State Oceanic Administration (SOA), China	17	64 × 128
GFDL-CM3	NOAA/Geophysical Fluid Dynamics Laboratory	48	144 × 90
GFDL-ESM2G	NOAA/Geophysical Fluid Dynamics Laboratory	17	90 × 144
GFDL-ESM2M	NOAA/Geophysical Fluid Dynamics Laboratory	17	90 × 144
GISS-E2-H	NASA Goddard Institute for Space Studies	17	89 × 144
GISS-E2-R	NASA Goddard Institute for Space Studies	17	90 × 144
HadGEM2-AO	National Institute of Meteorological Research/Korea Meteorological Administration	17	144 × 192
INMCM4	Institute of Numerical Mathematics	17	120 × 180
IPSL-CM5A-LR	L'Institute Pierre-Simon Laplace	17	96 × 96
MIROC5	Atmosphere and Ocean Research Institute (University of Tokyo), National Institute for Environmental Studies, and Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology	17	128 × 256
MIROC-ESM	Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology, and Ocean Research Institute (University of Tokyo), and National Atmosphere Institute for Environmental Studies	35	64 × 128
MPI-ESM-LR	Max Planck Institute for Meteorology	25	96 × 192
MRI-CGCM3	Meteorological Research Institute	23	160 × 320
NorESM1-M	Norwegian Climate Centre	17	96 × 144

Fonte: IPCC (2013)

O MIROC5 (*Model for Interdisciplinary Research on Climate 5*) produzido pelo Centro de Pesquisa do Sistema Climático da Universidade de Tóquio, com dados de resolução de  $1.4063^{\circ} \times 1.4063^{\circ}$ , configura um dos modelos mais promissores para simular variáveis climáticas no continente sul americano. Seu desempenho no CMIP5 foi considerado confiável para reproduzir as interações da atmosfera, oceano, gelo marinho, biogeoquímica da superfície terrestre e oceânica, bem como a influência dos aerossóis. Assim, ele reproduziu, de forma razoável, as variações transitórias nas temperaturas do ar para o período 1850–2005, bem como a climatologia atual para os ventos e temperaturas zonais da superfície até a mesosfera. Baseado na evolução histórica das emissões de equivalentes de CO<sub>2</sub> por meio Percursos Representativos Concentração (RCP), na distribuição do ozônio em coluna e na quantidade de aerossóis troposféricos, suas simulações concordam razoavelmente com as observações recentes dos parâmetros biogeoquímicos terrestres e marinhos (WATANABE *et al.*, 2010).

O HadGEM3-ES (*Hadley Centre Global Environmental Model 2 - Earth System*) apresenta resolução de  $1.2414^{\circ} \times 1.875^{\circ}$  e configurações que incluem atmosfera e componentes oceânicos, com 38 camadas verticais até a estratosfera, vegetação dinâmica, bioquímica do oceano e da atmosférica. Sua defenição temporal para gerar dados de temperatura e precipitação é de 30 minutos (clima e terra) e de 1 h (mar). O modelo foi executado em experimentos que avaliaram suas simulações desde o período passado de 1860 a fim de estimar o clima da era pré-industrial. O modelo foi recomendado por atender os critérios de rendimento do CMIP5, uma vez que incorpora o avanço histórico das emissões de CO<sub>2</sub> e demais vaporizadores climáticos, apresentando boa qualidade para simulação de tempo normal ao longo de períodos específicos. Dessa forma, o HadGEM3-ES foi reconhecido por representar bem as frequências de El Niño e La Niña e os padrões de precipitação na América do Sul (DA ROCHA *et al.*, 2014; TORRES, 2014; JONES *et al.*, 2011).

Projeções que utilizaram como condições de contorno desses dois GCMs do CMIP5 (HadGEM2-ES e MIROC5) foram realizadas com sucesso na América do Sul e Central por Chou *et al.* (2014) frente a dois cenários futuros de emissão de gases de efeito estufa, RCP4.5 e RCP8.5. Os RCPs são cenários utilizados no Quinto Relatório de Avaliação (AR5) do IPCC (2014) e representam os Caminhos Representativos de Concentrações de GEE, cuja variável independente são as forçantes radiativas de interesse para os estudos científicos do clima, para o período que vai até o ano 2100. Nessa abordagem, foram eleitas quatro famílias de cenários: RCP 8.5, cuja

concentração de equivalentes CO<sub>2</sub> ultrapassa 1.370 ppm e a forçante radiativa é superior a 8,5 W/m<sup>2</sup>, representa o cenário mais pessimista; RCP 6.0, cuja concentração de equivalentes CO<sub>2</sub> e forçante radiativa foram de aproximadamente 650 ppm e 6,0 W/m<sup>2</sup> respectivamente; RCP 4.5, onde a forçante radiativa foi de cerca de 4,5 W/m<sup>2</sup> e a concentração de equivalentes de CO<sub>2</sub> foi em torno de 650 ppm; e finalmente RCP 2.6, onde o forçamento radiativo ficará em torno de 3 W/m<sup>2</sup> e a concentração de equivalentes de CO<sub>2</sub> atingirá um pico de aproximadamente 490 ppm antes de 2100 para depois declinar, configurando o cenário mais otimista em relação ao futuro (KASSIE *et al.*, 2015; THOMSON; CALVIN; SMITH, 2011; RIAHI; RAO; KREY, 2011).

O Cenário RCP4.5, segundo Thomson, Calvin e Smith (2011), projeta as consequências atmosféricas da redução das emissões de GEE para estabilizar o forçamento radiativo em 2100, ou seja, configura um cenário de mitigação, onde há transformações sustentáveis no sistema de produção de energia, no uso da terra e na economia global. Dessa forma, não é possível atingir esta meta sem ações explícitas para mitigar as emissões de GEE, tais como: melhorias e cumprimentos das leis de proteção e conservação ecológica; adoção e ampliação da agricultura de baixa emissão de carbono; redução significativa do uso de combustíveis fósseis; redução do ritmo de crescimento das áreas destinadas as monoculturas; entre outros.

O RCP 8.5 representa, conforme Riahi, Rao e Krey (2011), um cenário de emissões elevadas seguindo as tendências atuais de crescimento dessas. Simula baixas taxas de desenvolvimento econômico com ampliação de desigualdades regionais, uma população que cresce rapidamente e um ritmo lento de mudanças tecnológicas, o que impulsiona a demanda de energia baseada em combustíveis fósseis, levando à extração de grandes quantidades de recursos de hidrocarbonetos não convencionais, muito além das quantidades adequadas para a preservação e conservação dos recursos e serviços ambientais.

Caso as populações futuras se comportem de forma semelhante às populações históricas e as tendências políticas de alguns dos maiores países do mundo na atualidade se concretizarem, as evidências disponíveis atualmente sugerem fortemente que as mudanças climáticas ocorrerão de acordo com o RCP 8.5. Com isso, o risco de conflitos violentos e instabilidade sócio-política para a maioria das populações nos trópicos e subtropicais, bem como em algumas populações nas latitudes médias deve aumentar. Não há evidências de que a gradualidade das mudanças médias da temperatura mitigue seu impacto, embora seja plausível que as populações futuras se adaptem de formas anteriormente não observadas (BROECKER, 2017; IPCC, 2014; MACH *et al.*, 2016).

### 2.3 - Características do Cerrado

As características abióticas como altitude em relação ao nível do mar, pressão atmosférica, incidência de radiação, ângulo com que os raios solares atingem o solo, temperatura, precipitação e umidade relativa, bem como, os componentes de formação do solo, são condicionantes de um bioma (ROSS, 2016; GIANOTTI *et. al*, 2013).

O conceito de Bioma diz respeito a um conjunto de características bióticas que refletem agrupamentos de especificidades adaptativas da fauna e da flora às condições geográficas e climáticas, identificáveis em escala regional e que compartilham uma mesma história de mudanças em escala temporal. Sendo assim, o conceito de bioma contempla aspectos como aparência geral da vegetação, ritmos de crescimento e reprodução. Contudo, os aspectos florísticos, como similaridade taxonômica das espécies, são irrelevantes e não estão condicionadas exclusivamente a uma delimitação geográfica, com algumas exceções. Embora o conceito seja delimitado pela vegetação, ele engloba aspectos que vão além dela, como as diferentes escalas da fauna. Dessa forma, as especificidades e similaridades das mudanças e adaptações resultam em uma biodiversidade singular (BATALHA, 2011; GIANOTTI *et. al*, 2013; MMA, 2011).

Um bioma pode ser ou fazer parte de um Domínio. A definição de Domínio assemelha-se a de bioma, ou seja, “um conjunto particular de condições de clima, de geografia, e de vegetação, dentre outros fatores que diferem das condições predominantes nas demais áreas”. Porém, além das condições predominantes, outras feições de paisagens ou condições ecológicas podem ocorrer em um mesmo Domínio. Assim, no caso do Cerrado, em razão da grande variedade fisionômica, três biomas podem ser reconhecidos como hegemônicos: o campo tropical, a savana e a floresta estacional. Isso não significa que eles sejam os únicos que compõem este Domínio de dimensões continentais (BATALHA, 2011; GIANOTTI *et. al*, 2013; WWF, 2012; MMA, 2006).

O Cerrado é o segundo maior Domínio da América do Sul. Ele ocupa uma área superior a dois milhões de quilômetros quadrados. Isso corresponde a cerca de um quarto do território brasileiro que possui mais de 8,5 milhões de quilômetros quadrados (MMA, 2006; WWF, 2012). Notadamente, o Cerrado configura o domínio central do território brasileiro (Fig. 2.2). Circundado pelos demais Domínios, apresenta áreas de transição com a Amazônia, com o Pantanal, com a Caatinga e com a Mata atlântica. Conhecidas como ecótonos (GIANOTTI *et. al*, 2013; ROSS,

2016), essas áreas de transição conferem ao Domínio uma grande variedade de fitofisionomias que abrigam inúmeras espécies endêmicas.

O Cerrado ocupa a totalidade do Distrito Federal e parte do território dos estados da Bahia, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Piauí, Rondônia, São Paulo e Tocantins somando aproximadamente 1.330 municípios (Tabela 2.1). Há manchas de Cerrado em outras regiões do País, como as que ocorrem em Roraima, Amapá, sul do Amazonas, oeste do Pará (MMA, 2011). Todavia, a área desse Domínio é hoje bem menor do que foi no passado, uma vez que o Cerrado vem sofrendo significativas alterações desde a década de 60 para atender as crescentes demandas das atividades agropecuárias e extrativistas, especialmente de carvão vegetal. Além disso, a ampliação da ocupação imobiliária e à construção de barragens para hidrelétricas contribuem para a aceleração das alterações do Domínio.

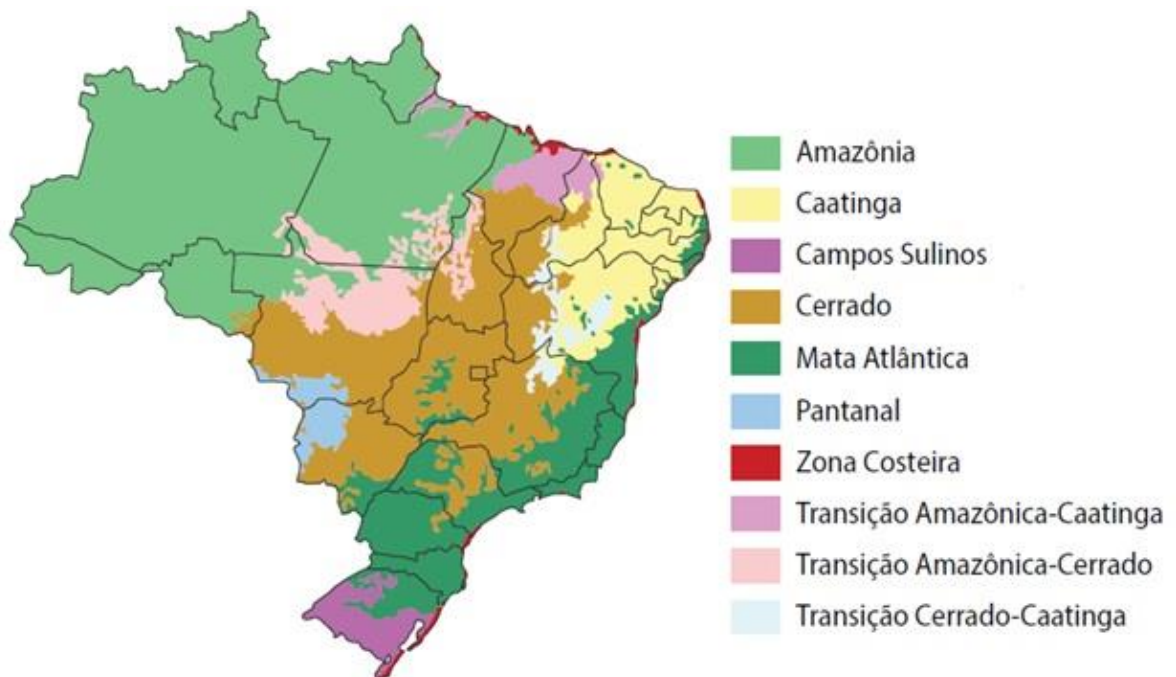


Figura 2.2 – Domínios do território brasileiro  
Fonte: IBGE (2012)

Considerado um dos *hotspots* de biodiversidade do mundo, o Cerrado apresenta a segunda maior variedade vegetal entre os Domínios do Brasil e a flora mais farta do mundo dentre as savanas, além de elevados índices de endemismo (STRASSBURG *et al.*, 2017). A amplitude fisionômica de suas paisagens é resultado das mais de 7000 espécies vegetais típicas e representa uma característica marcante desse Domínio. A maioria de suas fisionomias podem ser definidas como savanas tropicais, no entanto podem variar de pradarias até florestas altas (Fig. 2.3). O

mosaico de regiões de transição savana-floresta equivale a cerca de 24% da área do Cerrado e as florestas secas correspondem a 4% dessa área (SILVA *et al.*, 2015; FERREIRA *et al.*, 2006).

Tabela 2.1. Porcentagem da área coberta originalmente pelo Domínio Cerrado nos Estados.

<i>Unidade da Federação</i>	<i>Cerrado original (km<sup>2</sup>)</i>	<i>Área da UF (km<sup>2</sup>)</i>	<i>Área de Cerrado (%)</i>
Bahia	151348	564693	27
Distrito Federal	5802	5802	100
Goiás	329595	340087	97
Maranhão	212092	331983	64
Mato Grosso	358837	903358	40
Mato Grosso do Sul	216015	357125	60
Minas Gerais	333710	586528	57
Paraná	3742	199315	2
Piauí	93424	251529	37
São Paulo	81137	248209	33
Tocantins	252799	277621	91

Fonte: MMA (2011)

De acordo com informações dos Indicadores do Desenvolvimento Sustentável, o Cerrado configura o segundo Domínio brasileiro que mais sofreu alterações com a ocupação humana (IBGE, 2017). Nas últimas décadas, quase metade dos cerca de 2 milhões de km<sup>2</sup> de áreas do Cerrado foram convertidos em pastagens e terras agrícolas destinadas as monoculturas de alto rendimento, uma vez que apenas 8,6% dessas áreas são protegidas por unidades de conservação. Ressalta-se que somente 3,1% dessas áreas protegidas do Cerrado são unidades de conservação integral, tais como os parques nacionais (IBGE, 2017; IBGE, 2019; MAGALHÃES; MIRANDA, 2014). Estima-se que apenas 20% de sua área original permaneçam completamente intocadas (STRASSBURG *et al.* 2017; INPE, 2013). Nesse sentido, as taxas de desmatamento entre os anos 2000 e 2016 foram 2,5 vezes maiores no Cerrado do que na Amazônia. Se essas taxas se mantiverem, até 2050 o Domínio pode perder até 34% da cobertura vegetal original que ainda resta e o mundo pode registrar a maior perda de espécies vegetais da história (NOOJIPADY *et al.*, 2017; STRASSBURG *et al.* 2017).

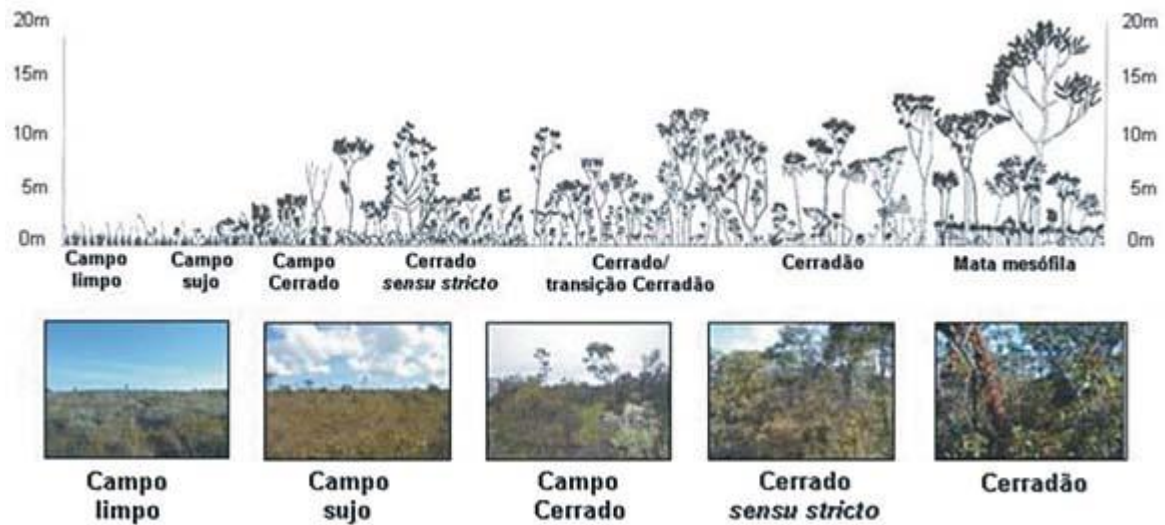


Figura 2.3 – Principais fitofisionomias do Domínio Cerrado  
 Fonte: Ferreira *et al.* (2006)

O levantamento mais abrangente sobre a cobertura do solo desse Domínio foi realizado pelo INPE (2013) e verificou que menos de 55% do território do Cerrado apresentava cobertura natural em 2013. Os estados cuja cobertura natural de Cerrado apresentava-se mais prevalente no ano do levantamento conhecido como Terraclass, considerando as áreas contínuas de Cerrado, eram o Maranhão (72%), o Tocantins (72%), o Piauí (83%) e a Bahia (67%). Essas quatro unidades federativas compõem a região denominada de MATOPIBA, cuja sojicultura tem se expandido de forma contínua nas últimas três décadas. Impulsionada pela estabilidade da demanda e do bom preço da saca no mercado internacional, o cultivo dessa oleaginosa na região cresceu 15,6% entre 2010 e 2015, alcançando uma área de 5,7 milhões de hectares no último ano (IBGE, 2019). Somente no Cerrado tocantinense, a área prevista para ser cultivada com soja em 2020 chega a 2.350.170 de hectares, um crescimento de 29,9% em relação a 2016 (IBGE, 2019).

As espécies vegetais do Cerrado apresentam diferentes funções ecossistêmicas adaptadas a marcada sazonalidade do clima estacional, onde há alternância entre período chuvoso e seco, que tem início nos meses de outubro e abril, respectivamente. A precipitação média anual gira em torno de 1500mm e as médias de temperatura variam entre 22°C e 27°C ao longo do ano (CURADO *et al.*, 2014). Nesse sentido, a vegetação nativa do Cerrado desenvolveu-se sobre solos antigos, muito intemperizados, altamente ácidos, pobres em nutrientes e que apresentam altas concentrações alumínio (RANAL *et al.*, 2016). Essas características abióticas promoveram adaptações específicas e explicam a alta prevalência de endemismo desse Domínio. Dessa forma, a maioria das árvores e



arbustos desse Domínio armazenam alumínio em suas folhas, apresentam coberturas espessas em seus troncos tortuosos para resistir as queimadas e raízes profundas para explorar água do subsolo na estação seca e reabastecer os reservatórios subterrâneos na estação chuvosa (STRASSBURG *et al.*, 2017). Assim, o equilíbrio desse sistema de reabastecimento pode estar ameaçado pela substituição da vegetação nativa por cultivos de soja. Para reforçar essa tese, o estudo sobre evapotranspiração no MATOPIBA, realizado por Spera *et al.* (2016), constatou que 74% das novas áreas cultivadas com soja no Cerrado, entre 2003 e 2013, foram provenientes da supressão de vegetação previamente intacta e que a quantidade de água reciclada para a atmosfera por evapotranspiração foi, em média, 18% menor nas áreas cultivadas em comparação as de vegetação nativa (Fig. 2.4).

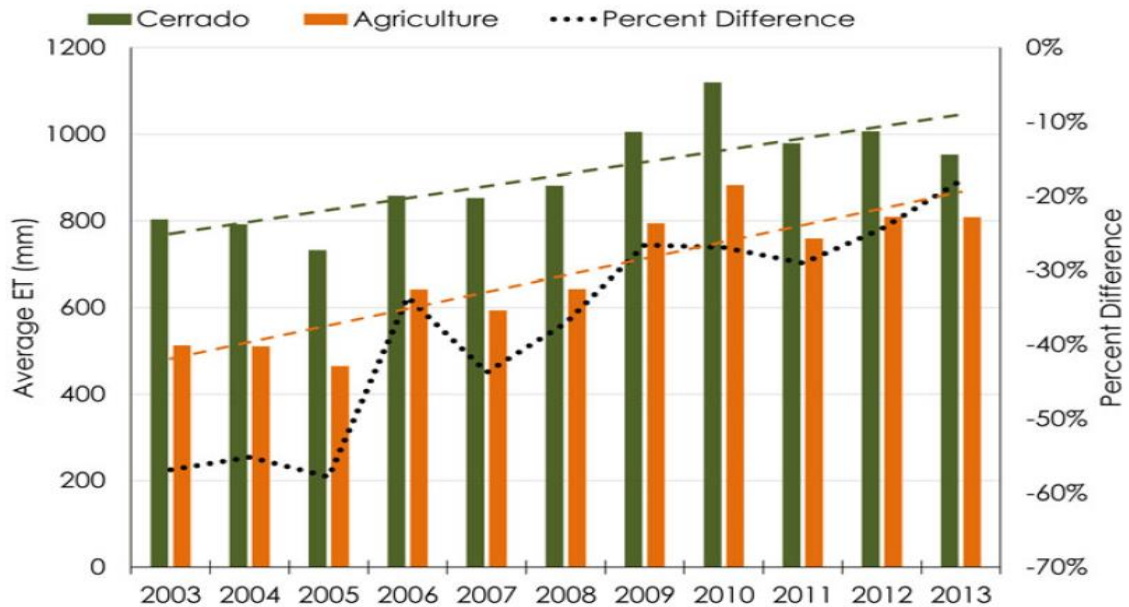


Figura 2.4 - Média anual e diferença percentual da evapotranspiração nas áreas agrícolas e de vegetação natural, no MATOPIBA, entre 2003 e 2013.

Fonte: Spera *et al.* (2016)

O Cerrado brasileiro apresenta grande vulnerabilidade ao estresse hídrico diante de cenários de mudanças climáticas globais. A importância estratégica desse Domínio para a preservação dos recursos hídricos do país é incontestável, uma vez que nele são absorvidas e afloram as águas que abastecem três importantes aquíferos e seis grandes bacias hidrográficas brasileiras, entre elas a Amazônica e a do Tocantins. Acrescenta-se a isso, o fato de que esse Domínio abriga grandes áreas ecologicamente sensíveis devido à grande biodiversidade da fauna e flora, com centenas de

espécies endêmicas e um mosaico de solos vulneráveis a processos de erosão e acidificação (NOOJIPADY *et al.*, 2017; STRASSBURG *et al.* 2017; SILVA *et al.*, 2015).

O manejo inadequado do solo, por exemplo, pode promover taxas elevadas de erosão nos plantios convencionais de soja, com perdas de camadas superficiais de solo que podem ultrapassar a média de 25 ton./ha/ano. Embora possam reduzir essa perda de solo a menos de 3 ton./ha/ano, as boas práticas agrícolas, como o plantio direto, não são hegemônicas na região (PANACHUKI *et al.*, 2011; BATLLE-BAYER; BATJES; BINDRABAN, 2010). Além disso, a introdução de gramíneas africanas para a formação de pastagens de longo prazo para pecuária ou de curto prazo para preparar o solo para a sojicultura configura como mais uma relevante ameaça à biodiversidade do Cerrado, aos ciclos de queimadas e à capacidade de produção dos seus ecossistemas (ASSIS, 2017; GORGONE-BARBOSA *et al.*, 2015; PYŠEK *et al.*, 2012).

As queimadas naturais são um importante fator ecológico para a dinâmica do Cerrado e quase todas as plantas nativas possuem mecanismos adaptativos para sobreviver e prosperar diante desse fenômeno (GOMES *et al.*, 2014). Muitas espécies tem a dormência de suas sementes interrompidas e florescem somente após a ocorrência de uma queimada e as folhas novas atraem herbívoros das regiões de vegetação seca, garantindo assim o seu desenvolvimento (ASSIS, 2017; GIANOTTI *et al.*, 2013; SCARIOT *et al.*, 2005). Porém, a ocupação humana do Cerrado nos últimos quarenta anos, introduziu o ciclo antrópico de queimadas, pois a formação das pastagens ou a preparação do terreno para o cultivo de grãos exige a supressão e a queimada da vegetação nativa para que o solo possa ser semeado. Além disso, a implantação de grandes projetos de irrigação, a expansão urbana desordenada, a invasão de reservas indígenas, as grandes olarias, a indústria de transformação (carvão, cimento) e o garimpo aceleraram os processos de degradação desse Domínio (PARENTE; FERREIRA, 2018).

Historicamente, a pesquisa e a política orientadas para a conservação no Brasil se concentraram no desmatamento da Amazônia, mas a maior parte do desmatamento e expansão agrícola do Brasil ocorreu no Cerrado. Nesse contexto, a resiliência da agricultura não irrigada nesse Domínio depende da reciclagem de água em vegetação nativa de Cerrado. No entanto, pouco se sabe sobre como as mudanças no uso e cobertura do solo afetam os feedbacks climáticos regionais e à medida que a expansão e intensificação da produção agrícola avançam na região, os impactos no ciclo da água vão se tornando evidentes e as oportunidades de mitigação se tornam escassas (STRASSBURG *et al.*, 2017; SPERA *et al.*, 2016).

## 2.4 – Recursos Hídricos e Pegada Hídrica

A água configura um recurso essencial para a manutenção da vida como a conhecemos até o momento. Trata-se de um elemento de fundamental necessidade para a sobrevivência de animais e plantas silvestres, bem como para as atividades antrópicas, a exemplo da produção agrícola e industrial. Dessa forma, ela é um recurso extremamente valioso e motivo de conflitos em diversas partes do planeta, pois sua escassez dificulta sobremaneira quase todas as atividades econômicas.

Apesar de cobrir aproximadamente 71% da superfície terrestre, menos de 3% do seu volume encontra-se dessalinizada no ambiente natural e desses, somente um terço aproximadamente encontra-se em estado líquido. Dessa forma, mais de 97% de todo o volume de água do planeta é salgado e está represado nos oceanos e mares, além de uma ínfima parcela no subsolo. Da pequena parcela de água doce, pouco mais de dois terços estão estocados na forma de gelo, principalmente nas regiões polares. Há também, imensos reservatórios subterrâneos de água doce, cujo volume total é ainda desconhecido, já que novos estoques estão sendo descobertos a exemplo do SAGA – Sistema Aquífero Grande Amazônia que possui uma reserva de água estimada em mais de 150 quililhões de litros (OLIVEIRA *et. al.*, 2016).

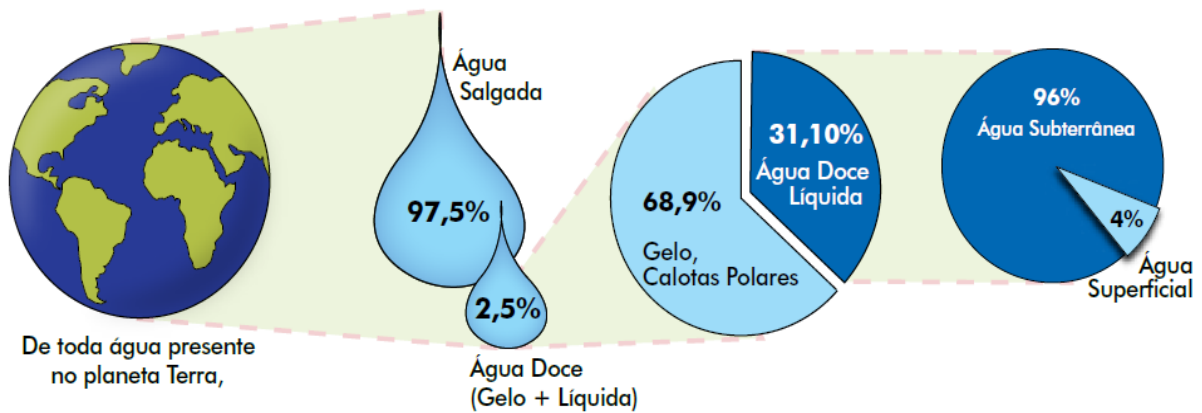


Figura 2.5 - Distribuição da água na Terra.  
Fonte: MMA (2006) e Hoekstra *et al.* (2011)

Não obstante, as atividades humanas, de forma geral, consomem e poluem um grande volume de água doce, sendo que, devido à dependência econômica do Brasil em relação à produção de *commodities*, os recursos hídricos do país são utilizados predominantemente para a produção agropecuária e mineral. Todavia, há no Brasil 17 metrópoles com mais de um milhão habitantes e

56% da população brasileira se concentra em apenas 5,5% dos municípios com 100 mil habitantes ou mais. Consequentemente, o consumo de água nesses locais ganha proporções substanciais para sustentar as intensas atividades dos setores industriais, de serviços e domésticos (IBGE, 2019).

O consumo e a poluição das águas de um território têm íntima relação com o estilo de vida da sociedade que nele habita. Dessa forma, a estrutura geral dos meios de produção de bens e serviços, que caracterizam as atividades econômicas dessa sociedade, é um fator determinante do consumo de recursos naturais e poluição do meio ambiente. Nesse sentido, a Pegada Hídrica - WF representa mais um indicador de sustentabilidade, tal como as pegadas de carbono e ecológica, cuja finalidade é avaliar o mercado, o movimento dos recursos hídricos por meio da água virtual contida nos produtos, bem como a gestão racional do uso da água na produção. A WF é definida como o volume total de água doce utilizado direta e indiretamente para produzir um bem e/ou serviço em diferentes escalas de análise geográfica e/ou temporal envolvendo desde apenas uma etapa do processo produtivo, como a extração de um insumo do ambiente natural num período de um mês, até uma série histórica retrospectiva de várias décadas envolvendo todas as cadeias produtivas de toda a humanidade (STEEN-OLSEN *et al.*, 2012; HOEKSTRA *et al.*, 2011).

A relevância desse indicador reflete-se na possibilidade de contribuição para que haja uma conscientização maior a respeito do consumo real de água nos produtos e serviços consumidos por uma sociedade. Isso é importante devido ao fato de que a maioria dos consumidores é espacialmente desconectada e desinteressada nos complexos processos de produção e suas repercussões socioambientais. Dessa forma, quantificar a apropriação de água doce em um produto e/ou serviço, pode ser uma maneira simples e rápida de chamar a atenção para o problema do gerenciamento dos recursos hídricos (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

A WF é considerada uma abordagem volumétrica, embora o método contemple quatro fases: (1) definição do escopo; (2) cálculo da WF do produto; (3) Avaliação da sustentabilidade da WF e (4) a Formulação de Resposta da WF.... dos quais a primeira e a última podem ser desenvolvidos de modo qualitativo (VANHAM; BIDOGLIO, 2013; HOEKSTRA *et al.*, 2011).

A avaliação ou Análise do Ciclo de Vida – ACV pode ser considerada uma segunda abordagem que recentemente foi regulamentada pela norma ISO 14046 (ISO, 2014; VANHAM *et al.*, 2016). A semelhança com a WF, ela também se desenvolve em quatro fases: (1) objetivo e escopo, (2) a avaliação do inventário, (3) a avaliação de impacto e (4) interpretação (ISO, 2014). Todavia, o seu foco é o produto, ao passo que a abordagem da WF foca na gestão. No entanto,

ambas as abordagens apresentam consistência em seus resultados no que se refere a quantificação do uso de água. Porém o processo de avaliação da degradação dessas águas apresenta inconsistências que precisam de atenção (MANZARDO *et al.*, 2016).

Como citado acima, o primeiro passo para estimação da WF é a definição do escopo. Isso configura um conjunto de decisões do pesquisador no sentido delimitar claramente a escala geográfica e temporal, bem como o setor e fase da produção a ser analisado. No caso da produção agrícola, o conveniente é especificar a produção de, no mínimo, um cultivar dentro de pelo menos uma bacia hidrográfica, num período não inferior a um ano (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

O segundo passo é a quantificação do consumo de água no produto e/ou serviço que está em análise. No caso da produção agrícola, três componentes são definidos: 1) água verde - refere-se ao volume de água da chuva consumido durante o processo de produção vegetal e pode ser estimada pelo somatório da evapotranspiração total de água da chuva nos campos de cultivo e a água incorporada nos produtos; 2) água azul - mede a quantidade de água disponível em reservatórios subterrâneos e superficiais que, em determinado período, é consumida para irrigar as plantações e pode ser estimada pelo somatório da evapotranspiração da água de irrigação, da água de irrigação incorporada nos produtos e da que retorna ao seu reservatório original; 3) água cinza - expressa a poluição das águas em termos de volume necessário para diluir os efluentes a ponto de torná-los inofensivos à saúde da biota (ANTONELLI; GRECO, 2013; CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2011).

A produção agrícola depende de fatores naturais como precipitação, umidade do solo, evaporação, absorção e transpiração de água pelos cultivares, bem como a água incorporada no produto. Esses fatores são avaliados pelo componente chamado de "água verde", ou seja, aquela proveniente de precipitação e que é armazenada temporariamente nas formas de umidade do solo e da vegetação, bem como em corpos hídricos superficiais. Nesse sentido, as águas avaliadas nesse componente são as que não escoam ou repõem os reservatórios subterrâneos e representam a maior parte da água utilizada durante as fases de produção agrícola (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Parte dessa precipitação, em condições naturais, retorna a atmosfera na forma de vapor devido aos fenômenos de evaporação e transpiração dos seres vivos. A evapotranspiração (ET) é a principal variável que compõe a análise da água verde. Considera-se precipitação eficaz para o crescimento dos cultivares (P), aquela cujo volume total é maior ou igual do que o da evapotranspiração total do período. Caso a precipitação seja menor do que a evapotranspiração

total, considera-se que ocorreu escassez hídrica e, conseqüentemente, precipitação ineficaz para a produção (AMARAL, 2018; MEKONNEN; HOEKSTRA, 2015).

Como a água verde é dependente das condições edafoclimáticas naturais, ela não apresenta custo de oportunidade direta. No entanto, os custos de aquisição e transformação das áreas geográficas que apresentam condições climáticas adequadas podem configurar um custo indireto relacionado a esse componente da WF. Conseqüentemente, sua análise ganha vital importância quando se trata dos processos agrícolas (BOCCHIOLA *et al.*, 2013).

Outro componente da WF é a "água azul". Trata-se do volume de água superficial e/ou subterrânea utilizada para abastecer sistemas de irrigação. Assim, o tamanho da WF azul no processo de produção agrícola depende do tipo de cultivar e de sua tolerância ao déficit hídrico. Logo, se a água verde não é suficiente para atender de forma eficiente as necessidades de determinado cultivar, a água azul é utilizada para suprir o déficit hídrico (ANTONELLI; GRECO, 2013; CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2011).

A utilização de sistemas de irrigação apresenta um alto custo de oportunidade se comparado com outras atividades humanas, pois consome energia em excesso para o funcionamento das máquinas e instalações responsáveis pelo bombeamento da água até os campos. Há também custos elevados para comprar e gerenciar essa tecnologia, além dos impactos ambientais resultantes do uso de energia, materiais, plantas, etc. Outro aspecto importante em relação à água azul diz respeito a sua capacidade de transportar resíduos via percolação. Dessa forma, embora a água perdida por evaporação e percolação nesses sistemas não fazer parte do cálculo em separado, uma vez que volta ao sistema natural e é avaliado na água verde, o volume percolado deve receber atenção devido ao seu potencial em causar danos aos corpos hídricos subterrâneos (ANTONELLI; GRECO, 2013; HOEKSTRA *et al.*, 2011).

Para calcular a WF azul, diversas informações sobre o método de irrigação são necessárias: tipo de irrigação (canal, aspersão ou gotejamento), horário (diurna, noturna ou automática), volume do espelho de água utilizado, teor de água no solo, características do cultivar (profundidade das raízes, cobertura vegetal) e nível de estresse hídrico. Quando essas informações estão disponíveis, a quantificação da água azul se torna mais detalhada e consistente. Caso contrário, estimativas podem ser feitas com base nas informações disponíveis na literatura especializada (HOEKSTRA *et al.*, 2011). A quantificação da WF azul pode ser realizada por meio da avaliação do balanço hídrico de entrada e de saída. Todavia entender como a irrigação corresponde à exigência teórica

de água de um cultivar é importante, uma vez que o estresse hídrico está intimamente relacionado com a produtividade agrícola (GARCÍA MORILLO *et al.*, 2015).

O volume de água necessário para diluir integralmente uma determinada carga de poluentes oriunda dos processos de produção, com base em padrões legais de qualidade da água, é reconhecido como “água cinza”. Ela não representa um volume real de água utilizada durante a produção, mas sim um volume estimado como necessário para restaurar a qualidade da água após a mesma ter sido contaminada ao longo do processo produtivo. Dessa forma, os limites de concentração de substâncias potencialmente poluidoras dos corpos hídricos têm sido normatizados nas últimas décadas em diversos países a fim de garantir padrões mínimos de qualidade da água a ser utilizada para diversos fins (FRANKE *et al.*, 2013; MEKONNEN; HOEKSTRA, 2015).

Isso é muito importante para reduzir produtos poluentes na água por várias razões ambientais: (I) os ecossistemas são extremamente dependentes do clima e da qualidade da água e do solo. Dessa forma, os parâmetros de qualidade proporcionam mais objetividade no controle das ações poluidoras, promovendo maior sustentabilidade ambiental e menores riscos à saúde pública (MEKONNEN *et al.*, 2015); (II) a redução do volume de água cinzenta está associada à diminuição da escassez de água, uma vez que um maior volume de água pode ser destinado aos processos produtivos e de sustentação dos ecossistemas (ORLOWSKY *et al.*, 2014; LIU *et al.*, 2012, MEKONNEN; HOEKSTRA, 2015).

O padrão natural do poluente é zero para a maioria das substâncias empregadas na produção agrícola. Apesar do fato de que uma das funções dos rios é transportar alguns nutrientes, Mekonnen e Hoekstra (2015) esclarecem que, na maioria das vezes, a concentração zero é adotada para simplificar o cálculo e torná-lo mais prático e conservador. Nesse sentido, considera-se que a concentração natural das substâncias poluidoras é irrelevante quando comparada com a dos poluentes produzidos pelo homem (FRANKE *et al.*, 2013). Assim, a WF cinza do setor agrícola é predominantemente fruto da carga de fertilizantes e agrotóxicos utilizados na produção das plantações (LIU *et al.*, 2012; MEKONNEN; HOEKSTRA, 2015).

A poluição gerada pela produção agrícola geralmente é difusa, o que dificulta sobremaneira a mensuração das quantidades de poluentes resultantes da aplicação de agrotóxicos e fertilizantes, bem como a identificação das cargas dessas substâncias presentes naturalmente nos corpos hídricos. Essa dificuldade de avaliar a integração de cada componente no volume de água de uma

bacia faz com que muitos estudos sobre WF ignorem as águas cinzentas (BOCCHIOLA *et al.*, 2013, MEKONNEN *et al.*, 2015; VANHAM *et al.*, 2016).

Nas produções agrícolas, normalmente os fertilizantes nitrogenados são os mais abundantes e, por serem amplamente distribuídos no campo, frequentemente são usados como principais variáveis da WF cinza. Todavia outras substâncias, como os agrotóxicos, devem ser consideradas nos limites máximos admissíveis de acordo com as regulamentações locais ou considerando os limites que oferecem boas margens de segurança à saúde. Dessa forma, uma vez que o efeito da WF cinza depende da descarga necessária para assimilar o poluente nas bacias hidrográficas, o nível de poluição dessa pode ser quantificado. Como a WF cinza considera água poluída como aquela que não é utilizável para outros fins produtivos, sua pretensão é medir a fração que é consumida da capacidade de uma bacia hidrográfica para a assimilação da poluição (FRANKE *et al.*, 2013; HOEKSTRA *et al.*, 2011; VOLMER; REGAN; ANDELMAN, 2016).

Para isso foram definidos três níveis de detalhamento da WF cinza, nos quais diferentes métodos vão sendo empregados para aumentar a abrangência ou precisão da quantificação da água necessária para depurar os agentes poluentes. Na abordagem de três níveis, recomendada para poluição difusa, o primeiro nível configura uma estimativa preliminar que considera uma taxa fixa representativa, obtida na literatura, da quantidade de poluentes aplicados e que atingem a água superficial ou subterrânea. Nesse primeiro nível, a estimativa exclui fatores relevantes, tais como o tipo e o manejo do solo, a hidrologia e a interação entre as diversas substâncias químicas no solo, sendo utilizado para estudos com baixa resolução espacial (FRANKE *et al.*, 2013; HOEKSTRA *et al.*, 2011; WAHAB *et al.*, 2018).

O segundo nível é usado em estudos com melhor resolução espacial, como em sub-bacias, microrregiões e municípios. Apresenta modelagem simples e padronizada que utiliza dados facilmente garimpados, tais como balanços de nutrientes agrícolas, dados de perda de solo, hidrologia básica, informações geológicas e hidromorfológicas. Já o último nível é o mais detalhado, com modelagens sofisticadas que exigem grande variedade e quantidade de dados em microescala, como um estabelecimento agrícola (FRANKE *et al.*, 2013; HOEKSTRA *et al.*, 2011). A complexidade desse nível dificulta a estimativa da poluição difusa. No entanto, recentemente, modelos validados que utilizam informações simplificadas sobre práticas agrícolas, mosaicos de tipos de solo e clima estão disponíveis para estudos de poluição difusa (FRANKE *et al.*, 2013; HOEKSTRA *et al.*, 2011; WAHAB *et al.*, 2018)



## 2.5 - Sustentabilidade da agropecuária e da cultura da soja no Cerrado

A obra “Primavera Silenciosa” de Raquel Carlson, publicada em 1962, causou grande impacto ao denunciar a degradação ambiental resultante da exploração dos países ricos sobre os países pobres. Todavia, foi apenas a partir da Conferência de Cúpula da Terra, a Rio 92, que surgiu um maior entendimento de que se as atuais tendências de crescimento da população mundial, industrialização, contaminação, produção de alimentos e exploração dos recursos continuarem, sem modificações substanciais, os limites do crescimento no planeta foram alcançados em algum momento dentro dos próximos cem anos. O resultado mais provável seria uma redução súbita e incontrolável da capacidade de atender as necessidades da população (ALVES, 2019; FUJIHARA; LOPES, 2009; NUSSENZVEIG, 2011).

A aprendizagem sobre as questões sociais, econômicas e ambientais a partir das experiências prévias pode promover mudanças no conhecimento e, conseqüentemente, na cosmovisão de uma sociedade. Historicamente, as dificuldades enfrentadas pela humanidade são acompanhadas por avanços significativos, incluindo a prospecção de soluções que podem compor planos de proposição de melhoria com vistas a atingir um grau mais elevado de desenvolvimento socioambiental. Dessa forma, o termo “Sustentabilidade” refere-se a uma condição na qual um recurso seja disponibilizado para toda a população, com um nível aceitável de qualidade e dentro dos limites que os ecossistemas possam suportar em longo prazo (CAVALCANTI, 2012; FUJIHARA; LOPES, 2009; LEFF, 2007).

A sustentabilidade pode ser considerada a dimensão específica do desenvolvimento sustentável, onde se introduz a ideia de que o desenvolvimento econômico de hoje deve se realizar sem comprometer as necessidades das futuras gerações (SANTOS, 2011). Assim, para que haja realmente o desenvolvimento sustentado, três tipos de sustentabilidade devem ser incorporadas devido a sua interdependência: A sustentabilidade Econômica que se refere aos modelos de produção, distribuição e utilização de mercadorias e serviços; A sustentabilidade Social que diz respeito a qualidade de vida da população; A sustentabilidade Ecológica, ou seja, a forma como os recursos naturais são explorados e seu impacto na manutenção dos serviços ecossistêmicos (DUIĆ; URBANIEC; HUISINGH, 2015; NUSSENZVEIG, 2011; SACHS, 2010).

No Brasil, o setor agropecuário é o maior consumidor de recursos naturais nas suas atividades de produção. Dessa forma, ele assume um papel estratégico, na revisão dos padrões de

produção e consumo, no sentido de adotar novos referenciais de sustentabilidade socioambiental por meio práticas menos agressivas ao meio ambiente, o que exige mudanças profundas nos valores de toda à sociedade (MARTINELLI *et al.*, 2010; SACHS, 2010). Isso configura um grande desafio, pois consiste em transformar o discurso moralmente determinado de boa intenção em compromisso sólido e prático. Nesse sentido, os princípios da sustentabilidade demandam cooperação e união de esforços de todas as esferas visando à minimização dos impactos decorrentes das imensas desigualdades sociais e da degradação ambiental que é uma das maiores causas das mudanças climáticas que ameaçam a biodiversidade e a sobrevivência digna das camadas menos abastadas da população. Mais que isso, a sustentabilidade exige uma nova racionalidade capaz de alterar profundamente as relações dos homens entre si e com a natureza (SACHS, 2010; NUSSENZVEIG, 2011; LEFF, 2007).

O Brasil desenvolveu um sistema agropecuário comercial de larga escala, reconhecido mundialmente por seu papel no crescimento econômico doméstico e pela expansão das exportações. No entanto, o sucesso deste setor tem sido associado à destruição generalizada dos ecossistemas brasileiros, especialmente do Cerrado. O crescimento do setor agropecuário no Brasil também levou à concentração de terras, agravando uma desigualdade histórica de acesso as terras com potencial produtivo. Esse modelo de crescimento agrícola reforçou o status do Brasil como um dos países mais desiguais do mundo em termos de distribuição de renda, dificultando a afirmação de que o país está seguindo um caminho de desenvolvimento sustentável (DRASTIG *et al.*, 2016; FUJIHARA; LOPES, 2009; WEINHOLD; KILLICK; REIS, 2013).

Na dimensão ambiental, estima-se que a agropecuária e as mudanças associadas ao uso da terra respondam por 24% das emissões globais de gases de efeito estufa (NILES *et al.*, 2018). No Brasil, de acordo com estimativas anuais de emissão de gases de efeito estufa, em 2016 o setor agropecuário, somado as mudanças do uso da terra, foi responsável por 81% de todas as emissões desses gases no país e as principais práticas atribuídas para a consolidação desse quadro foram: a queima e remoção de biomassa para expansão e preparação de solos agrícolas com ou sem uso de calcário; a formação de pastagens artificiais; o cultivo de grãos irrigados; a fermentação entérica dos ruminantes e o manejo de dejetos animais (IMAFLOA, 2018a; IMAFLORA, 2018b).

O desmatamento foi a principal fonte do setor de mudanças de uso da terra, com emissão de 1,17 bilhão de toneladas brutas de CO<sub>2</sub> equivalente, o que significa um aumento de 23% em relação a 2015. As emissões no Cerrado representaram 21% desse montante, com aumento de

desmatamento nesse Domínio a uma taxa anual de 9.500 km<sup>2</sup>. Isso demonstra mudanças no perfil geográfico das emissões se deslocou para os Estados do Centro-Oeste e, mais recentemente, para o norte, avançando rumo a Amazônia à medida que a fronteira agropecuária se expande nessa direção. Além disso, as emissões diretas do setor agropecuário totalizaram 499,3 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente, um aumento de 1,7% em relação ao ano anterior, atrás apenas de China e Índia (IMAFLOA, 2018a; IMAFLORA, 2018b).

A agropecuária é também uma das maiores responsáveis pelo declínio percebido na biodiversidade devido a conversão das florestas e savanas em solos agrícolas e pastagens. Embora as leis brasileiras de proteção ambiental exijam a manutenção de uma reserva legal de 80% da área da propriedade no Domínio Amazônico e de 35% do Cerrado contido na Amazônia legal, essas diretrizes são constantemente desrespeitadas. O resultado é a destruição e degradação dos habitats naturais de inúmeras espécies nativas e, mesmo as leis atuais fossem cumpridas, elas não impediriam o processo de fragmentação dos habitats naturais, o que isola as populações e as torna vulneráveis aos problemas de diversidade genética e insegurança alimentar (BRASIL, 2012; IBGE, 2017; IBGE, 2019; CAIN; BOWMAN; HACKER, 2011).

A soja é o principal produto da agricultura brasileira, ocupa a maior parte das terras agrícolas do país e sua produção destaca-se internacionalmente por ser a segunda maior do mundo. Dessa forma, o perfil de expansão de área agrícola do Brasil caracteriza-se por ser impulsionado pela leguminosa, ainda que com menor intensidade a partir de 2009. Seu impacto macroeconômico é significativo, uma vez que a soja responde por mais de 9% da balança comercial do Brasil e a maior parte de sua produção é exportada principalmente para a China e União Europeia (ZORTEA, MACIEL PASSUELLO, 2018; FREITAS; MENDONÇA, 2016).

O primeiro cultivo de soja no Brasil se deu no início de 1901, na Estação Agropecuária de Campinas-SP. Oito anos depois, os primeiros imigrantes japoneses trouxeram a tradição cultural de produzir e consumir intensivamente o grão. Todavia, foi apenas em 1914 que a soja foi oficialmente introduzida no Brasil como produto agrícola de valor comercial no Rio Grande do Sul (CUNHA, 2015; ESPÍNDOLA; CUNHA, 2015; EMBRAPA, 2009). A partir da década de 1970, o interesse crescente da indústria de óleo e a demanda do mercado internacional favoreceu a expansão do cultivo para outras regiões do país, especialmente rumo ao centro-oeste e nordeste, onde predominam os Domínios Caatinga e Cerrado. Esse último oferece clima e relevo adequados

à cultura e têm sido alvo de intensa ocupação nos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia. (CUNHA, 2015; ESPÍNDOLA; CUNHA, 2015).

A produção nacional de soja cresceu em decorrência do desenvolvimento da mecanização do setor e da expansão da fronteira agrícola. Esse contexto foi especialmente caracterizado pela melhoria da biotecnologia empregada na seleção e alteração das sementes, o que possibilitou ganhos de produtividade em regiões do país que antes não eram consideradas atraentes e que atualmente figuram entre os líderes da classificação nacional de produtividade desse grão, como é o caso dos estados do Centro-Oeste (com ênfase em Mato Grosso), além de Paraná, Rio Grande do Sul, Tocantins e Bahia (IBGE, 2019; BATTISTI *et al.*, 2017; FREITAS; MENDONÇA, 2016).

Nas palavras de DUARTE (2004, p. 133):

A soja acelerou a mecanização das lavouras, modernizou o sistema de transporte, expandiu a fronteira agrícola, profissionalizou e incrementou o comércio internacional, enriqueceu e modificou a dieta alimentar dos brasileiros, acelerou a urbanização do país, apoiou a tecnificação de outras culturas – destacadamente o milho, assim como impulsionou e interiorizou a agroindústria nacional, patrocinando o deslanche da avicultura e suinocultura brasileiras.

A soja é uma das mais importantes fontes de proteína e óleo vegetal no mundo e possui uma ampla gama de subprodutos associados à sua transformação, como glicerina, lecitina, massas, produtos para carnes e cereais, misturas preparadas, bebidas, alimentos para crianças e recém-nascidos, confecções, alimentos dietéticos, ácidos carboxílicos e seus derivados, lubrificantes e biodiesel (ZORTEA; MACIEL; PASSUELLO, 2018). A soja representa aproximadamente de 70% da matéria-prima da fabricação de biodiesel no Brasil (ZORTEA *et al.*, 2019). Além de servir para consumo humano e animal, o farelo e o óleo podem ser aproveitados como matéria-prima para uma diversidade de indústrias que vão desde a farmacêutica à siderúrgica (VERONEZI, 2015; ZORTEA; MACIEL; PASSUELLO, 2018).

A figura 2.6 apresenta os destinos da produção de soja brasileira. Observa-se que 49% da soja produzida é industrializada e a parcela destinada às exportações representa mais de 70%, considerando o equivalente grão exportado em derivados (farelo e óleo) sendo a metade em grão.

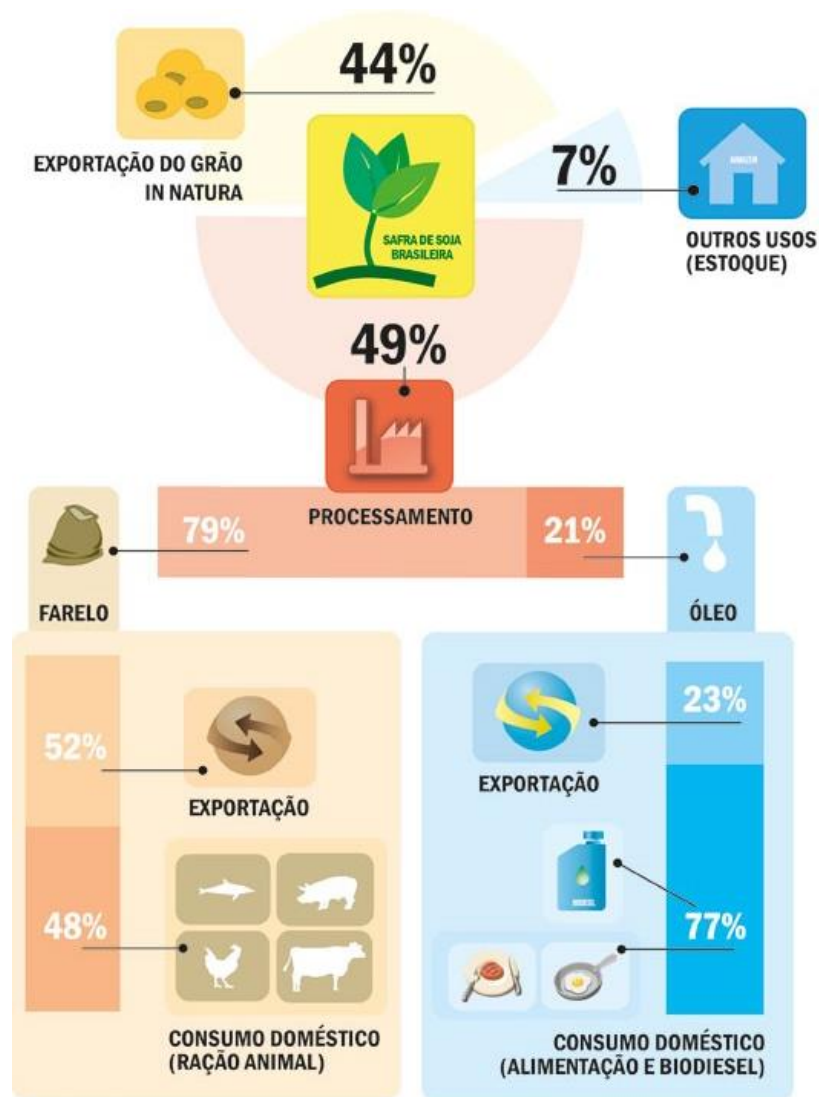


Figura 2.6 – Estatísticas da destinação média da produção brasileira de soja.  
Fonte: APROSOJA (2018).

A rota de expansão agrícola brasileira está bem definida na direção Centro Noroeste de ocupação de novos espaços. Nesse sentido, a participação da soja é notória ressaltam-se o grande crescimento nos trechos ocidentais da região Norte em áreas de transição entre o Domínio Amazônico e Cerrado, bem como nas mesorregiões oriental do Tocantins, do extremo oeste baiano e do sul maranhense e piauiense onde configura-se o Domínio do Cerrado e sua transição com a Caatinga (Fig. 2.7). Porém, para mitigar os elevados custos logísticos internos de transporte e de chegada aos portos brasileiros, há fortes pressões para que sejam feitos investimentos em transporte intermodal integrando rodovias, ferrovias e hidrovias (FREITAS; MENDONÇA, 2016).

Diante de um cenário em que a população mundial chegará a 8,1 bilhões em 2025 e que a superfície agrícola aumentará em cerca de 42 milhões de hectares durante a próxima década, quase metade deste incremento no Brasil e na Argentina, a América Latina foi a fonte mais importante de expansão da superfície agrícola do mundo, com um aumento de 24% na área de cultivo, tendo a soja como principal impulsora e o Brasil seu produtor mais importante em 2025 (OECD/FAO, 2016).

O cultivo de soja no Cerrado exige processos de mudança de cobertura e composição química dos solos. Assim, o avanço do cultivo só é possível por meio da remoção da mata nativa, queimada dos resíduos do desmatamento, redução da acidez do solo por meio de aplicação de calcário e gesso agrícola, além da fertilização intensiva com potássio, fósforo e nitrogênio (CURADO *et al.*, 2014). Além disso, de acordo com AMARAL *et al.* (2018), a produção agrícola é muito dependente de fatores naturais como precipitação, umidade do solo, evaporação, absorção e transpiração de água pelos cultivares.

As condições de manejo e temperatura, bem como, a data de semeadura e das características do cultivar exercem grande influência para que a produtividade da soja seja satisfatória. Todavia, o bom desempenho da cultura depende do volume de água adequado durante o seu ciclo de desenvolvimento do cultivo. Nesse sentido, o cultivo de soja necessita de 450 a 800 mm de precipitação distribuída ao longo do ciclo, principalmente, durante a fase de germinação-emergência nos dez primeiros dias, a partir da semeadura, e na de floração-enchimento de grãos a partir do quinquagésimo dia, onde chega a consumir entre 7 e 8 mm de água por dia (CARVALHO *et al.*, 2013; TRENTIN *et al.*, 2013). Assim, Hoekstra (2017) afirma que uma das mais importantes aplicações do método da WF é avaliar a quantidade de água incorporada à soja e sua sustentabilidade.

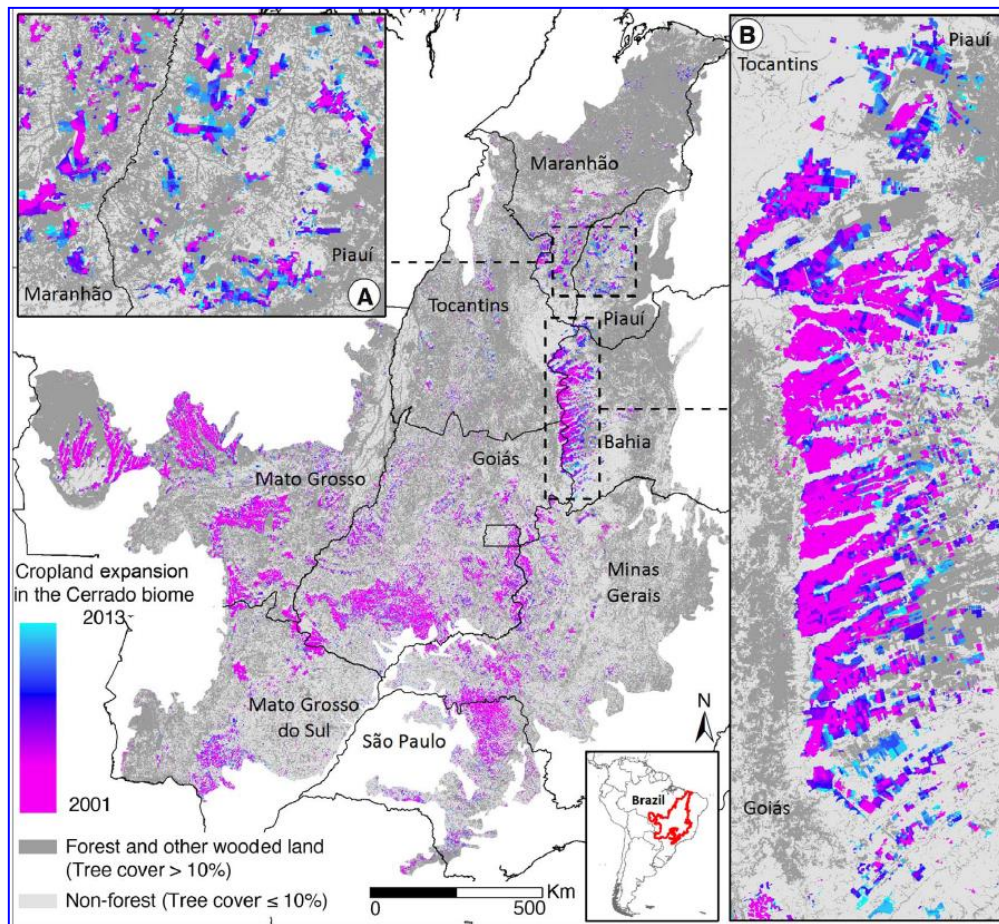


Figura 2.7 – Expansão agrícola no Cerrado entre 2001 e 2013. Destaques para as novas áreas, em tons azulados, nas unidades federativas do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia.

Fonte: Noojipady *et al.* (2017).

A sustentabilidade da produção de soja no Brasil dependerá da capacidade do país em promover boas práticas de cultivo com os objetivos conjuntos de reduzir a expansão e exploração de ecossistemas naturais e promover a equidade social e a redução da pobreza (CARVALHO *et al.*, 2014; KAMALI *et al.*, 2017a; KAMALI *et al.*, 2017b). Nesse sentido, o Ministério da Agricultura e o do Meio Ambiente instituíram, por lei federal, a Agricultura de Baixa Emissão de Carbono – ABC (BRASIL, 2012), que consiste em disponibilizar uma nova linha de crédito rural a juros baixos (Programa ABC) para implementação de boas práticas agrícolas ou "tecnologias" que podem contribuir para a mitigação e adaptação às mudanças climáticas.

Para Newton *et al.* (2016), as principais ações de mitigação previstas na lei são: o plantio direto sobre a palha; a recuperação de pastagens degradadas; a integração lavoura-pecuária (ILP) e lavoura-pecuária-floresta (ILPF); a substituição de fertilizantes nitrogenados pela fixação biológica do nitrogênio em culturas como de soja, cana-de-açúcar, milho e feijão; bem como, o

reflorestamento. Além disso, O projeto oferece aos agricultores: a) acesso à informação, através de unidades de demonstração e dias de campo; b) acesso à assistência técnica, através de treinamento e capacitação presencial e online; c) acesso ao crédito rural, através de parcerias colaborativas entre agricultores e técnicos; e d) incentivos financeiros, na forma de financiamento baseado em resultados, para equipes bem-sucedidas de técnicos agrícolas.

Apesar do grande potencial do plano ABC e outras políticas destinadas ao fomento da agricultura sustentável, Candiotta (2018) chama a atenção para as contradições brasileiras no campo do agronegócio e para os conflitos na esfera governamental, especialmente, entre as posições do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA<sup>1</sup>), do Ministério do Desenvolvimento Agrário (MDA<sup>1,2</sup>) e do Ministério do Meio Ambiente (MMA). As relações estabelecidas entre diferentes atores e instituições, indicam que essas iniciativas contribuíram para o crescimento agricultura sustentável. No entanto, os recursos orçamentários destinados a esse tipo de política pública são ínfimos se comparados àqueles destinados à agricultura convencional e vêm decaindo nos últimos três anos. Isso indica um movimento governamental de intensificação do favorecimento ao agronegócio convencional, com destaque para os agrotóxicos e o uso de transgênicos.

A capacidade do Brasil de seguir um caminho que integre o desenvolvimento socioeconômico com a preservação ambiental terá grandes consequências não apenas para o Brasil, mas também para outros países tropicais e para o resto do mundo. A falta de liderança em um caminho de desenvolvimento sustentável representaria uma grande oportunidade perdida para a melhoria dos sistemas humanos e naturais, que teria repercussões globais.

---

<sup>1</sup> Fundidos no novo Ministério da Agricultura – MA em 2018; <sup>2</sup> Rebaixado a uma secretaria do MA.



## 2.6 - A soja e o desenvolvimento dos municípios da fronteira agrícola do Norte e Nordeste

O crescimento econômico expressa o aumento da capacidade produtiva de uma economia, ou seja, é o resultado de uma maior produção de bens e serviços de uma área ou país específico. O mesmo calculado por meio da evolução de crescimento anual do Produto Nacional Bruto (PNB) e do Produto Interno Bruto – PIB ou GDP (sigla em Inglês). O primeiro indicador se refere a toda a riqueza produzida por um país em um determinado período, inclusive a provinda de atividades realizadas no exterior, ou seja, a Renda Líquida Enviada do Exterior (RLEE). A RLEE é a diferença entre valores enviados e recebidos do exterior, a partir do emprego dos fatores de produção (terra, trabalho e capital). Já o segundo indicador é somente o somatório das riquezas produzidas dentro de um território nacional (país, estado, região e município) em um determinado período de tempo (IBGE, 2019; PIKETTY, 2014; SABINO: MANOLESCU, 2007; VIEIRA; SANTOS, 2012).

Para diversos autores, como Furtado (1974), Vieira e Santos (2012), Ocampo (2005), Dupas (2006), Piketty (2014), Galbraith (1998) e Bresser-Pereira (2011), o crescimento de uma economia pode ser indicado também pela mensuração do crescimento da sua força de trabalho, da receita nacional poupada ou investida e do grau de aperfeiçoamento tecnológico. Para esses autores, o crescimento econômico, vinculado ou não ao avanço tecnológico, é uma condição necessária para o desenvolvimento, mas não uma garantia. Mais ainda, na visão de Furtado (1974, p. 116):

Por que ignorar na medição do PIB, o custo para a coletividade da destruição dos recursos naturais não renováveis, e o dos solos e florestas (dificilmente renováveis)? Por que ignorar a poluição das águas e a destruição total dos peixes nos rios em que as usinas despejam os seus resíduos? Se o aumento da taxa de crescimento do PIB é acompanhado de baixa do salário real e esse salário está no nível de subsistência fisiológica, é de admitir que estará havendo um desgaste humano. [...] Em um país como o Brasil basta concentrar a renda (aumentar o consumo supérfluo em termos relativos) para elevar a taxa de crescimento do PIB. [...] Em síntese: quanto mais se concentra a renda, mais privilégios se criam, maior é o consumo supérfluo, maior será a taxa de crescimento do PIB. Desta forma a contabilidade nacional pode transformar-se num labirinto de espelhos, no qual um hábil ilusionista pode obter os efeitos mais deslumbrantes.

O desenvolvimento econômico, de acordo com Ramalho e Pereira, (2015, p.09): “... vincula-se mais à distribuição do produto, com a melhoria da qualidade de vida, do bem-estar e com a utilização da capacidade produtiva de uma localidade”. Dessa forma, trata-se de um processo que proporciona modificações econômicas e sociais em uma região específica ou país, levando a melhoria do bem estar geral da população, e assim a modificações que envolvem várias interrelações com outros elementos e estruturada que compõe a região que está se desenvolvendo.

Frequentemente o desenvolvimento econômico é confundido com crescimento e progresso. Contudo, não se pode considerá-los sinônimos, pois o primeiro se relaciona com qualidade, enquanto o segundo, com quantidade. Já a ideia de progresso, bem como sua antítese – o retrocesso, reflete o estágio do desenvolvimento no caminho de atingir os seus objetivos (MARTA; FILHA, 2015; SENGUPTA, 2019). Atualmente, os 17 objetivos do desenvolvimento sustentável (Fig. 2.8) substituíram os objetivos do milênio em termos de metas para avaliar o progresso dos países em termos de desenvolvimento e são eles que tem o potencial para avaliar o progresso de um território (ROMA, 2019; SACHS, 2012; SENGUPTA, 2019). Dessa forma, percebe-se que, além do crescimento, o desenvolvimento exige paz, inclusão, responsabilidade ambiental, justiça e distribuição de poder econômico, político e social.



**Figura 2.8.** Os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável.

Fonte: <https://www.un.org>

Crescimento e desenvolvimento econômico se diferenciam e simultaneamente se completam, uma vez que o desenvolvimento econômico se correlaciona mais com a distribuição do produto, melhoria de qualidade de vida, bem estar, e principalmente com a capacidade de produção de um determinado local, dependendo linearmente da combinação de recursos e fatores produtivos que se relacionam ao crescimento econômico (RAMALHO; PEREIRA, 2015; SALES, 2015; BRESSER-PEREIRA, 2009). Pode-se compreender que o crescimento atrelado ao desenvolvimento econômico acarreta modificações institucionais, culturas e estruturais. Isso pode se manifestar em aumento da renda *per capita*. Contudo, não são incomuns os casos em que a renda

média por habitante é elevada sem que ocorra aumento dos salários e dos padrões de consumo da sociedade. (BRESSER-PEREIRA, 2011; PIKETTY, 2014; RAMALHO; PEREIRA, 2015).

Vários autores (ARAÚJO, 2014; CASTRO; LIMA, 2016; PIKETTY, 2014; SOUZA, 2017), concordam que, de modo geral, não há desenvolvimento sem produção de excedentes, ou seja, há necessidade de produzir mais do que se gasta. Assim o desenvolvimento se correlaciona direta e indiretamente com um tipo de dinâmica produtiva onde se tem produtividade crescente. A teoria do desenvolvimento exógeno, Bellingieri (2017), defende que o mesmo depende de eventos aos quais o mercado interno não tem controle, destaque-se a cotação dos produtos destinados as exportações e o volume de gasto dos governos não locais na área. Por outro lado, conforme Sabino e Manolescu (2007), o desenvolvimento endógeno é consequência de um crescimento econômico de longo prazo, definido por forças internas ao sistema econômico, ou seja, as políticas de governo que promovem oportunidades de aquisição de conhecimento tecnológico, emprego e renda em determinada região ou país.

Para Bolfe *et al.* (2016), o desenvolvimento endógeno e o exógeno configuram nuances do crescimento econômico sustentado a longo prazo. Assim, o desenvolvimento exógeno depende principalmente da mobilização de recursos internos de cada território, sendo estes (recursos endógenos) caracterizados pela matéria prima, competência, conhecimento, recursos naturais, capacidade de inovação, fatores de atração da economia, entre outros. Sabino e Manolescu (2007) expressam que o desenvolvimento endógeno, usualmente, se respalda na capacidade de uma região gerar condições que transformam suas estruturas produtivas. Exemplo disso, são as variáveis industrialização e urbanização, que costumam favorecer o desenvolvimento dos municípios. Nesse sentido, segundo Arraes e Teles (2000), o desenvolvimento endógeno se opõe ao exógeno, visto que o exógeno se baseia em investimento feitos por empresas externas.

Assim, Sabino e Manolescu (2017) expressam que o desenvolvimento exógeno é respaldado em fatores externos para o desenvolvimento regional, enquanto o endógeno se calça na mobilização de potencialidades locais. Bellingieri (2017) ressalta que o desenvolvimento endógeno depende, em grande parte, da relação equilibrada do nível de oferta e demanda local ou regional. Porém, as variações no nível total da atividade econômica se iniciam pelo setor exógeno da economia, que aumenta a demanda e expande a atividade produtiva.

O modelo do desenvolvimento endógeno, que tem como premissa a participação dos atores locais no processo e no acesso as riquezas geradas pelos fatores de produção em uma determinada

atividade, é o que apresenta maiores condições de atender adequadamente as três dimensões do desenvolvimento sustentável, ou seja, aquele que é capaz de assegurar a satisfação das necessidades atuais sem comprometer as gerações futuras de satisfazerem as suas (BOUCHÉ, 2017; ARAÚJO, 2014; SACHS, 2010). A teoria Endógena prega que o controle social do processo de acumulação dos fatores de produção possibilitaria a geração de rendimentos crescentes, por meio do uso racional dos recursos disponíveis e da introdução de inovações para garantir a criação de emprego e renda que possibilitem a manutenção ou ampliação do estado de bem-estar (SANDBERG *et al.*, 2018; PERETTO, 2018; PIKETTY, 2014; ABU-GHUNMI *et al.*, 2016). Contudo, as demandas do mercado externo pressionam os tomadores de decisão aos ganhos rápidos do modelo exógeno de desenvolvimento dependente.

O crescimento da economia e da taxa de urbanização de alguns países, especialmente da Ásia, resultou em significativas mudanças no estilo de vida das populações neles residentes, com incrementos no consumo de bens duráveis, energia e alimentos. Além disso, estima-se que até 2030 a população mundial ultrapassará 8,5 bilhões de pessoas e que a maior porção desse crescimento demográfico ocorrerá na China, Índia e Indonésia. Países esses que estarão entre as quatro maiores economias globais nessa época (DESJARDINS, 2019; JALAVA *et al.*, 2016; LIU; SAVENIJE, 2008; UNITED NATIONS, 2015; ZALLES *et al.*, 2019).

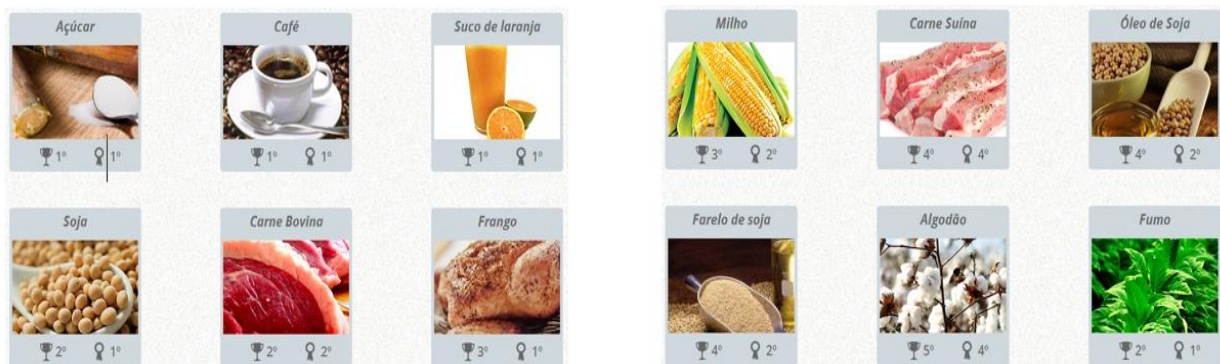
Esse contexto representa um desafio para a segurança alimentar e energética mundial, uma vez que, se as tendências atuais forem mantidas, a área agrícola deverá aumentar em cerca de 42 milhões hectares até 2027. Contudo, a limitação de terras agricultáveis permitirá um crescimento de apenas 10% em escala mundial (FAO, 2018), sendo que, quase metade disso se dará no Brasil e na Argentina. Assim, a América do Sul será a mais importante fonte de expansão agrícola do mundo (FAO, 2018; ROSEGRANT, 2018; XIE, 2019).

Atualmente, a demanda mundial por biocombustíveis e a expansão econômica da China são considerados os principais fatores de crescimento do mercado mundial de produtos agrícolas, especialmente das *commodities* (MORTAZAVI *et al.*, 2019; SIMIONESCU *et al.*, 2019; UNITED NATIONS, 2019a; UNITED NATIONS, 2019b). O fluxo internacional desses produtos mais que triplicou nas últimas décadas e atingiu US\$ 1,9 trilhão em 2018 (UNITED NATIONS, 2019b). Esse contexto está relacionado com o incremento das práticas de intensificação e expansão agrícola, por meio da conversão do uso e da cobertura dos solos (ZALLES *et al.*, 2019; FAO, 2018).

Segundo Mortazavi *et al.* (2019), as *commodities* são produtos básicos (insumos) para a indústria, sem diferenciação, produzidos em larga escala, podendo ser estocados sem risco de perda da qualidade do produto, cujos preços são definidos nas bolsas de valores mundiais. Elas podem ser classificadas como: agrícolas (Algodão, borracha, café, soja, suco de laranja, etc.), minerais (Alumínio, Minério de Ferro, Petróleo, Ouro, etc.) e ambientais (água, energia, minério, biodiversidade, madeira, reciclagem e controle de emissão de poluentes).

Algumas regiões, como a África Central, Oriente Médio e extremo oriente, aumentaram substancialmente suas importações de produtos agropecuários vindos da América do Sul, especialmente do Brasil e da Argentina. Simultaneamente, a participação norte-americana nos mercados da Ásia e da Europa apresentou queda substancial entre 1986 a 2007, refletindo a perda de centralidade nas exportações agrícolas (LIN; HUANG, 2019; ITC, 2019; ROSEGRANT, 2018; XIE, 2019).

Com abundantes recursos naturais e grande potencial de desenvolvimento agropecuário, a América Latina configura importante elemento estratégico para melhorar a segurança alimentar global. Em particular, o setor agropecuário brasileiro é reconhecido internacionalmente pela elevada inserção no mercado globalizado, com destaque para produção de carne de frango, açúcar, suco de laranja, fumo, café e soja (CONAB, 2018; FAO, 2018; IBGE, 2019a), produtos do agronegócio brasileiro que configuram na primeira colocação das exportações no mercado global (Fig. 2.9).



**Figura 2.9.** Produtos do agronegócio brasileiro que são destaques no mercado global, onde: (🏆) representa a colocação no ranking mundial de produção (FAO, 2018) e (👤) a posição no ranking de exportação (ITC, 2019). Fonte: Adaptado de <http://agroinvestbrasil.com.br/agronegocio-brasil>

Em 2017, o agronegócio foi responsável pela geração de um em cada três postos de trabalho no mercado nacional e representou 21,6% do Produto Interno Bruto (IBGE, 2019b, 2019c). Entende-se por agronegócio, conforme a *Agriculturaland food marketing management*

(FAO, 1997), a soma das operações associadas à produção, processamento, distribuição e comercialização de produtos agropecuários e seus derivados. Logo, seu conceito abrange desde a agropecuária comercial, que ocupa grandes extensões de terras, até a agricultura familiar, que produz excedentes em até quatro módulos fiscais de terra, conforme a lei 11.306 (SCHMITT, 2017).

A recente expansão dos cultivos de soja [*Glycine max (L.) Merrill*] nas áreas de Cerrado dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, cujo acrônimo é MATOPIBA em alusão as iniciais dos quatro estados que a compõe, tem promovido intensos debates nacionais e internacionais a respeito de sua sustentabilidade econômica, social e ambiental (CARVALHO, 2011). Considerando que o desenvolvimento Sustentável é promovido somente quando uma atividade produtiva é economicamente viável, socialmente justa e ambientalmente adequada (DUIĆ *et al.*, 2015; SACHS, 2010), questiona-se: quais são as externalidades da produção de soja e sua influência no desenvolvimento dos municípios situados no Cerrado/Amazônia legal das regiões Norte e Nordeste do Brasil?

A região do MATOPIBA, é considerada uma fronteira nacional da agricultura, uma vez que é responsável por uma grande parte da produção brasileira de fibras e grãos. Desse modo, esta região tem se destacado pela produtividade crescente, sendo o destaque dos últimos cinco anos, o Estado do Tocantins que cresceu 25% em termos de produção nesse período (BOLFE, *et al.*, 2016). Portanto, compreende-se que essa região geográfica vem experimentando a expansão do agronegócio e os avanços relacionados aos modelos de produção mecanizados, que se respaldam em critérios de produtividade, competitividade e excelência.

A delimitação territorial do MATOPIBA ocupa cerca de 74 milhões de hectares, tem seu Domínio com predominância de Cerrado e, apesar de ser considerado uma fronteira agrícola, enfrenta várias restrições ambientais como o potencial agrícola, disponibilidade hídrica, restrições de ordem institucional. (GARCIA; VIEIRA FILHO, 2018). Nesse sentido, tem se destacado pelas questões sustentabilidade, uma vez que, os avanços da fronteira agrícola estão relacionados com a degradação dos solos e dos recursos hídricos. Uma das consequências negativas decorrentes do mau uso das terras é a aceleração dos processos de desertificação na região (GARCIA; VIEIRA FILHO, 2018; SPERA, 2016).

Para Pereira *et al.* (2018), o PIB da região vem crescendo consideravelmente nos últimos anos. Porém, o PIB *per capita* não apresenta crescimento atrativo, visto que apresenta valores

abaixo da média Brasileira e da região Norte de modo geral. O crescimento do PIB do Maranhão entre anos de 2000 e 2013, por exemplo, foi o maior da região. Três das cinco microrregiões responsáveis por mais de 47% do PIB do MATOPIBA, em 2013, ficam nesse Estado. Nesse sentido, as microrregiões de Barreiras, Médio Mearim e Imperatriz, no Maranhão, além de Araguaína e Porto Nacional, no Tocantins, são os destaques em crescimento econômico impulsionado pelo agronegócio (PEREIRA et al., 2018; GARCIA; VIEIRA FILHO, 2018; SPERA, 2016).

Um dos principais agentes atuantes no crescimento econômico nessa região é o capital de estrangeiros e fundos de investimentos que utilizam a especulação com terras agrícolas e as transformam em ativos financeiros. Sendo compreendido então como *Land Grabbing* (apropriação de terras), o que ocasiona a estrangeirização da terra, ou seja, em linha gerais, significa controle do território pelo capital estrangeiro (BAKER-SMITH; ATTILA, 2016). Assim, MATOPIBA não tem controle e processos territoriais homogêneos, uma vez que cada região é incorporada pelo capital, cujo o qual é de grande parte estrangeiro. Uma exemplificação dessa desigualdade de controle e investimentos é o oeste baiano, uma mesorregião em que o agronegócio tem a maior consolidação e corresponde a uma das maiores produções de soja e algodão no Brasil. Outro exemplo é o Piauí e Maranhão, que tem interesses voltados para atender demanda de Capital internacional em meio a uma possível crise, através da transformação de terras em ativos financeiros, tentando integrar a região ao mercado de terras (PEREIRA; PAULI, 2019; PEREIRA et al., 2018).

Este processo, proporciona o aumento das produções de *commodities*, a intensificação em relação ao controle territorial via estrangeirização e a supervalorização do preço da terra nesta região, ocasionando a destruição do Cerrado, a extinção de certas formas de vida como camponeses, quilombolas entre outros grupos tradicionais. (PEREIRA e PAULI, 2019).

O espaço agrário Brasileiro tem como consequência várias transformações e especializações produtivas decorrentes da soja, que é o carro chefe da agricultura brasileira., uma vez que a mesma é de grande escala, classificando o Brasil como segundo produtor mundial do grão, e classificando país como primeiro exportador de soja do mundo. Desse modo, o mercado de soja mundial é liderado pelos Estados unidos, seguido do Brasil e Argentina, sendo os EUA destacando-se na exportação de grãos, o Brasil na exportação de grãos, farelo e óleo e a Argentina exportação de farelo e óleo somente. Assim, a cadeia produtiva da soja é usualmente conhecida como uma rede de suprimentos e não pode ser analisada de modo isolado, visto que as ações dos

diversos personagens presentes neste setor trazem consequências para a competitividade de todos envolvidos, bem como as outras cadeias produtivas que depende da soja em si. (CUNHA, 2018; MACHADO et al., 2013).

A cadeia produtiva da soja em si é composta por diversas etapas e unidas por operações de logística de transportes, podendo destacar a comercialização, distribuição e produção, porém nestas etapas ocorrem problemas relacionados com desperdícios em que são necessários serem sanados, visando amentar a competitividade e reduzidos os custos. (MONTOYA et al, 2019; MACHADO et al., 2013).

A soja difundiu-se nos anos setenta, uma vez que a demanda de farelo de soja e a produção de aves e suínos entre as safras de trigo na região sul promoveram uma valorização do grão no mercado externo, fazendo com que os agricultores e até mesmo o governo enxergasse na soja um produto de altos retornos financeiros, desse modo investidores e agricultores focaram em investimentos respaldados em tecnologia para o cultivo da mesma, adaptando o grão a áreas Brasileiras, uma vez que sua plantação e cultivo não era favoráveis em decorrência a fatores climáticos Brasileiros, compreendendo isso destaca-se que quase toda a soja plantada e colhida no Brasil é geneticamente modificada (MONTOYA et al, 2019).

A industrialização da soja ocorre por meio de dois caminhos, sendo a produção do óleo bruto e a obtenção de farelo como resíduo, assim a produção do olhe é composta de três etapas sendo elas, armazenamento dos grãos, preparação dos grãos e extração do óleo, por fim cabe destaca que o refino da soja tende a proporcionar um melhor odor, sabor e aspecto aos mesmo. (SPERA, 2016; MONTOYA et al, 2019). Montoya et al. (2019) destacam que a partir do grão de soja são feitos diversos alimentos: queijos, proteínas, farinhas, molhos, entre outros. Dela também são extraídos minerais e óleos, utilizados como estabilizantes, emulsificantes, etc. Além disso, o farelo é utilizado para alimentação dos animais. Enfim, tudo que envolve a soja é aproveitado de alguma forma.

Desse modo, compreende-se porque a soja é um dos produtos mais exportados pelo Brasil, destacando que sua produção nos últimos quarenta anos teve um crescimento de aproximadamente 384%, saindo da casa dos 25 milhões de toneladas para 121 milhões de tonelada desde as últimas safras, levando o Brasil ao título de maior exportador de grão. Ressalta-se junto a isso que o maior exportador de grãos é o Mato Grosso, que tem no agronegócio 51% de toda a arrecadação de ICMS e 50% do seu PIB dependente dela. A soja, no ranking de exportações Brasileiras, é a primeira



colocada, entre os nove destaques, com 61% e 11,6% das exportações do agronegócio e totais, respectivamente. É o produto que mais arrecada no agronegócio Brasileiro, uma vez que, apesar da lei Kandir, cerca de 49% da produção do grão é encaminhada para algum nível de processamento em território nacional (APROSOJA, 2018; SECEX, 2020).

Desde os anos 90, a soja é o principal destaque do setor agrícola do Brasil. Contudo, apresenta grande variabilidade temporal de preços no mercado internacional. Isso serviu de justificativa para que as organizações de produtores do agronegócio exercessem intensivamente o seu *lobby* junto ao governo federal no sentido de angariar mais subsídios. Desse modo, a Lei de Kandir, foi promulgada em 1996, isentando o pagamento do ICMS (Imposto Sobre Circulação de Mercadoria e Serviços) sobre produtos semielaborados e primários (FAVARETO et al., 2019; FIGUEIREDO; SANTOS, 2005; LEITÃO, 2009).

A lei de Kandir foi fundamental para criação de meios e maneiras de se incentivar as exportações. Assim a retirada dos impostos acarretou um aumento considerável na competitividade dos produtos primários e semielaborados nacionais no mercado mundial. Com o das exportações, ocorreram efeitos positivos para a balança comercial do Brasil. (AFONSO; PORTO; NETO, 2018; LEITÃO, 2009). Leitão (2009), destaca que a implementação da Lei de Kandir, teve duas etapas: na primeira, em 1996, as exportações de produtos primários e dos semielaborados foram desonerados e o crédito do ICMS foi usado nas aquisições de equipamentos e máquinas; na segunda etapa, em 1997, o crédito do ICMS seria pago em aquisições de materiais de uso e consumo de empresas, mas isso não foi adotado pelos estados.

A desoneração das *commodities* em relação ao ICMS teve impactos substanciais sobre os municípios produtores de soja, pois os mesmos faziam jus a 25% dessa arrecadação (AFONSO; PORTO; NETO, 2018). Assim, o governo federal instituiu medidas compensatórias: aumentou o Fundo de Participação dos Municípios (FPM) e instituiu o Auxílio Financeiro de Fomento às Exportações. No entanto, os mecanismos de compensação utilizados pelo governo federal se revelaram insuficientes para equilibrar as perdas municipais na arrecadação do ICMS da produção de soja (OLIVEIRA JUNIOR et al., 2018; LEITÃO; IRFFI; LINHARES, 2012).

Dados da Organização das Cooperativas do Brasil demonstram que esta lei aumentou consideravelmente a produção agrícola de commodities e resultou em saldo comercial expressivo, valorização do câmbio e crescimento da economia (PRADO, 2019). Entretanto, cabe destacar que a soja gera riquezas para seus produtores, mas estas se concentram na mão de poucos (FAVARETO

et al., 2019). Essa produção em massa, e ágil ocasiona variados problemas ambientais, tendo como exemplo, a perda dos nutrientes do solo e sua poluição, a extinção das nascentes, a morte de animais silvestres, ocasionadas por substâncias químicas e resíduos, além da perda da vegetação original (FIGUEIREDO; SANTOS, 2005; OLIVEIRA IVO et al., 2018; PIGNATTI et al., 2017; STRASSBURG et al., 2017).

De acordo com Organização das Cooperativas do Brasil (2019), o Brasil tem uma vocação natural para produção e exportação de alimentos, principalmente a soja. Contando com nutrientes, água, luz, terras disponíveis, tecnologia e principalmente o incentivo da lei de Kandir, a Associação Brasileira dos produtores de Soja expressa seu otimismo em relação a produção desse grão. O cultivo de soja no Brasil cresceu 831% entre 1976 e 2018. Nesse período, as exportações do “complexo da soja” geraram cerca de 27.958 milhões de dólares por ano para a balança comercial brasileira (APROSOJA, 2018; SECEX, 2020; OCB, 2019).

Para Silva *et al.* (2015), as políticas regionais do MATOPIBA focaram apenas no objetivo de expandir e potencializar a competitividade das *commodities* agrícolas e minerais destinadas à exportação. Isso acarretou no aprofundamento negativo da heterogeneidade econômica, social, setorial e ambiental. Favareto et al. (2019) relatam o caso atípico de heroísmo empreendedor dos agricultores sulistas que migraram para a região e construíram experiências de sucesso. Sob a narrativa de que esse sucesso foi resultado de seus próprios esforços, ocultam o papel decisivo do Estado e suas políticas restritas de subsídios à agricultura comercial.

Segundo Favareto et al. (2019) e Queiroz (2012), o Estado brasileiro atua de maneira incisiva na geração de condições relacionadas a competitividade do setor por meio de três vetores: a) produção de inovações tecnológicas nas Universidades e Institutos públicos de pesquisa; b) atuação de sistemas nacionais e estaduais de assistência técnica e extensão rural, c) disponibilização de crédito rural pelo qual financia e subsidia a aquisição de terras e pacotes tecnológicos (maquinário, sementes, insumo, entre outros). Na região do MATOPIBA, esses vetores foram disponibilizados somente a classe média rural emergente, formada, em sua grande maioria, por agricultores sulistas.

Dupas (2006) afirma que o progresso, assumido aqui como sinônimo de desenvolvimento, baseado no suposto ciclo virtuoso de crescimento econômico, fruto da intervenção seletiva do Estado, não passa de um mito. Recentemente, a promoção do discurso neoliberal, que defende as orientações políticas do estado mínimo e da ampla abertura comercial, tornou-se intensa. A lógica

dessas ideias é a de que o funcionamento da sociedade se torna mais eficiente na medida em que privilegia a acumulação de capital, em detrimento do bem-estar social amplo, que seria insustentável conforme esse estilo de pensamento.

Apontamos [...] elementos que nos parecem suficientes para desconstruir o discurso hegemônico sobre o progresso, da forma como dele se apropriam as elites econômicas ao transformá-lo – fundamentalmente – em instrumento de legitimação da acumulação. Ao lado dos evidentes “avanços” decorrentes dos vetores tecnocientíficos em marcha, alinhamos argumentos teóricos e exemplos factuais das consequências profundamente negativas e dos graves riscos que esse processo acarreta quanto à sobrevivência física e psíquica futura da espécie humana, e aos equilíbrios dos frágeis sistemas que a suportam [...] (DUPAS, 2006, p. 255-256).

Portanto, percebe-se que o modelo de crescimento econômico adotado hegemonicamente, a partir do avanço do discurso neoliberal, torna o desenvolvimento um mito. Dados os mecanismos perversos e contraditórios do crescimento econômico irresponsável, observa-se o esgotamento dos recursos naturais para gerar riquezas sem precedentes na história da humanidade. Ao mesmo tempo em que promove desperdícios e superficialidades, a implementação desse modelo se mostra incapaz de eliminar a fome e reduzir a pobreza e as desigualdades sociais. Na visão de Martins (2008, p. 13):

[...] leva simultaneamente a extremos de progresso tecnológico e de bem-estar para setores limitados da sociedade e a extremos de privação, pobreza e marginalização social para outros setores da população. Na medida em que hoje o objetivo do desenvolvimento econômico é a própria economia, podemos defini-lo como um modelo antidesenvolvimento: o desenvolvimento econômico é descaracterizado e bloqueado nos problemas sociais graves que gera, mais do que legitimado nos benefícios socialmente exíguos que cria e distribui.

## **2.7 - Estilos de pensamento e adaptação às mudanças climáticas**

A preocupação com a mitigação e adaptação às mudanças climáticas, principalmente em relação a possível escassez de água decorrente desse fenômeno, exige respostas imediatas (IPCC, 2014). Dessa forma, políticas públicas que incentivem a inovação tecnológica e/ou promoção de mudanças comportamentais que levem a novos modelos de produção mais sustentáveis precisam ser elaboradas (KANTENBACHER *et al.*, 2018; O'NEILL *et al.*, 2017). Todavia, a tomada de decisão política a respeito dos problemas prioritários que atingem determinada sociedade é influenciada pela forma como as crenças e valores socioculturais estão (des)conectados à determinado tipo de ciência (DIETZ, 2013; KUHN, 1997).

Os diferentes tomadores de decisão agem em razão de seus valores e interesses diante da variedade de alternativas de ação possivelmente válidas (QUEIROZ, 2012). Diante disso, os conflitos ocorrem mesmo na esfera governamental, a exemplo das posições adotadas pelos Ministérios brasileiros da Agricultura e do Desenvolvimento Agrário, onde o primeiro prioriza o fomento de desenvolvimento tecnológico sem mudanças no atual modelo de produção agropecuária enquanto o segundo defende a promoção de mudanças significativas nesse modelo com vistas a instaurar um novo estilo produtivo (CANDIOTTO, 2018; NEWTON *et al.*, 2016).

Muitas empresas, alguns grupos acadêmicos e setores específicos do governo tomam suas decisões baseados na premissa de que as mudanças climáticas representam um cenário de oportunidades vinculadas à geração e à oferta de inovações tecnológicas “sustentáveis” que compõem um novo ramo chamado de "economia verde". Em contraste a essa visão, diversas entidades da sociedade civil como as ONGs, comunidade acadêmica e os Movimentos Sociais, bem como setores governamentais da saúde e meio ambiente apresentam uma preferência maior por mudar a estrutura do sistema produtivo e nos níveis de consumo para promover estilos de vida mais sustentáveis (AZHONI; GOYAL, 2018; ECHEGARAY; AFONSO. 2014).

Para Arbuckle *et al.* (2015), as evidências de diversos estudos sugerem que os tomadores de decisão confiam em seus grupos de interesse como principal fonte de informação e aqueles ligados a agropecuária são menos propensos a acreditar que as mudanças climáticas derivam de suas práticas produtivas em razão do desenvolvimento de um estilo de pensamento específico que dá pouca abertura ao questionamento e a mudança de opinião diante de argumentos e evidências contrárias as suas crenças. O termo estilo de pensamento é definido por Fleck (1986, p.145) "...como um perceber dirigido com a correspondente elaboração intelectual e objetiva do percebido." Assim, dois ou mais indivíduos com estilos de pensamento semelhantes, constituem um coletivo de pensamento.

No campo da inovação tecnológica, segundo Edwards (2017), a adaptação é uma resposta básica e refere-se ao desenvolvimento de processos e estruturas com a finalidade de reduzir os danos potenciais e tirar proveito das oportunidades relacionadas à escassez hídrica, como por exemplo, dessalinização da água e transgenia da soja para torná-la mais resistente ao estresse hídrico e aos pesticidas amplamente utilizados para combater as pragas típicas das monoculturas. Para Adenle, Azadi e Arbiol (2015), esse estilo de pensamento voltado a inovação tecnológica configurou um forte incentivo aos investimentos em pesquisa agrícola e desenvolvimento de novos

métodos, técnicas e maquinários em todo o mundo, especialmente nos países em desenvolvimento. Na visão desses estudiosos, em um futuro próximo, o desenvolvimento e a difusão de novas tecnologias agrícolas afetarão substancialmente a capacidade de adaptação e mitigação às mudanças climáticas por parte dos agricultores.

Por outro lado, os defensores das estratégias de mudança comportamental argumentam que a inovação tecnológica na agricultura agrava os problemas socioambientais já existentes, uma vez que tendem a ampliar as desigualdades de acesso aos recursos necessários para a produção (SÁ *et al.*, 2017; HSIANG; BURKE, 2014). Dessa forma, pregam a necessidade de profundas modificações nas condutas pessoais a fim de adotar um modelo agroecológico de produção e manter níveis de consumo sustentáveis em longo prazo (CANDIOTO, 2018; SACHS, 2007).

Para Echegaray e Afonso (2014), a adoção de medidas que promovam mais responsabilidades a respeito das soluções de adaptação às mudanças climáticas pode surgir tanto do reconhecimento de limitações ou de impactos inócuos da tecnologia ao lidar com determinados problemas, quanto de seus efeitos colaterais nocivos e consequências perigosas inesperadas. Assim, a admissão de que as mudanças estruturais que se refletem no estilo de vida e de produção podem ser formas mais efetivas de adaptação às mudanças climáticas do que o investimento maciço em novas tecnologias.

Ademais, o investimento em tecnologia não descarta a necessidade de mudança comportamental para aderir efetivamente a essas inovações que costumam ser muito onerosas. Conforme Adenle, Azadi e Arbiol (2015), muitos países em desenvolvimento têm dificuldades em investir em tecnologias que tenham grande potencial de mitigação e adaptação na produção agrícola. Isso se deve a graves restrições de infraestrutura, capacidade de pesquisa, crédito e transferência de tecnológicas. Além disso, de acordo com Queiroz (2012), as políticas públicas destinadas a aplicação efetiva de inovações com grande potencial de mitigação e adaptação sofrem constrangimentos em decorrência da forte influência de grupos economicamente poderosos sobre os tomadores de decisão, ou seja, sobre os políticos.

A urgência com que os políticos são impulsionados a tomar decisões sobre as medidas de enfrentamento é dependente do tipo de percepção que os afetados por determinado problema desenvolvem sobre esse (QUEIROZ, 2012). Tripathi e Mishra (2017) investigaram a percepção dos agricultores a respeito das mudanças climáticas e às políticas públicas de adaptação a esse fenômeno. Seus resultados sugerem que, embora os agricultores estejam cientes das mudanças de

longo prazo nos fatores climáticos e dos riscos inerentes a eles, os agricultores são incapazes de identificar como essas mudanças se processam. Dessa forma, a maioria dos agricultores reivindica soluções governamentais de curto prazo e baseadas em tecnologias conhecidas como irrigação, mas não estão tomando medidas concretas para isso. Uma minoria está adotando ações que incluem mudança de época de semeadura e colheita, cultivo de variedades de curta duração, investimento em irrigação e agrossilvicultura, mudanças essas que podem ser consideradas respostas passivas que não promovem mudanças estruturais nos modelos de produção. Isso não difere muito do que acontece no Brasil, conforme descrevem Araújo e Candido (2015).

Aeberhard e Rist (2009) usaram a teoria dos estilos de pensamento e coletivos de pensamento de Fleck para analisar a coprodução transdisciplinar do conhecimento sobre agricultura orgânica na Suíça e identificaram três fases ao longo de seu desenvolvimento histórico. Na fase inicial o processo transdisciplinar foi bem-sucedido. Todavia, na segunda e terceira fases houve crescente segregação de coletivos de pensamento, causada por mudanças internas, como o estabelecimento de instituições de pesquisa especializadas e processos externos, como a política agrícola e o desenvolvimento de mercado, resultou em um grau decrescente de transdisciplinaridade. Isso ratifica o pensamento de Fleck (1986) de que o desenvolvimento histórico e das características da coprodução de conhecimento de determinadas áreas ou de um problema tende à perda gradual de suas valiosas formas de diversidade de pensamento e induz a tomadas de decisões baseadas em uma lógica hegemônica que restringe a criatividade na busca de soluções duradouras.

As abordagens conceituais do codesenvolvimento e da resiliência reconhecem que os sistemas socioecológicos são multidimensionais, dinâmicos e complexos. Há possibilidade de variadas formas de equilíbrio e as mudanças podem ser não-lineares e, por isso, difíceis de prever. As incertezas são inerentes às abordagens sobre o futuro, pois o acúmulo de experiências e conhecimento científico têm o poder de mudar constantemente a trajetória dos cenários projetados. A capacidade dos sistemas de se adaptar e mudar sem perder os elementos, estrutura e relações fundamentais que caracterizam seu regime de existência é ainda pouco conhecida. Assim, resiliência trata da capacidade de um sistema de aprender, se auto-organizar e responder a perturbações, mas essa capacidade depende de escalas espaciais e temporais específicas de cada ecossistema e do coletivo de pensamentos dos atores sociais presentes nesses (ATHAYDE *et al.*, 2017; ATHAYDE *et al.*, 2016; SACHS, 2007).

De qualquer forma, a tensão entre esses dois coletivos de pensamento, inovação tecnológica e mudança de estilo de vida, em relação às estratégias de respostas às mudanças climáticas, e a possível escassez hídrica na agricultura, é nutrida pelo debate sobre a predisposição dos indivíduos afetados em apropriar-se do problema. A análise dessas respostas pode fornecer um indicador-chave para a tomada de decisões sobre a promoção de políticas que atacam a origem ou os sintomas da atual crise socioambiental (EDWARDS *et al.*, 2017; ECHEGARAY; AFONSO, 2014).

O futuro da biodiversidade no planeta depende de ações tomadas hoje por uma variedade de atores cujos trabalhos são interdependentes. O desenho e a implementação de políticas públicas que orientem ações efetivas para resolver os problemas decorrentes as mudanças climáticas colocam à prova a capacidade dos diferentes atores sociais em compartilhar e construir o conhecimento necessário para isso. Todavia, os dados empíricos demonstram sistematicamente que o sucesso na resolução de problemas é altamente dependente da compatibilidade do estilo de pensamento de cada ator social envolvido, ou seja, seus antecedentes epistemológicos, valores e concepções de mundo. Como o sucesso de um projeto transdisciplinar depende da capacidade dos parceiros de colaborar, não apenas questões técnicas e metodológicas devem ser debatidas, como é sempre o caso, mas também os paradigmas subjacentes à ação coletiva (COUIX; HAZARD, 2013). Superar as divergências de estilo de pensamento exige que os parceiros entrem em um processo de aprendizado coletivo

## 2.7 – Referências da Fundamentação Teórica

ABU-GHUNMI, D. et al. Circular economy and the opportunity cost of not ‘closing the loop’ of water industry: the case of Jordan. **Journal of Cleaner Production**, v. 131, p. 228-236, 2016.

ADENLE, A. A; AZADI, H; ARBIOL, J. Global assessment of technological innovation for climate change adaptation and mitigation in developing world. **Journal of environmental management**, v. 161, n. 15, p. 261-275, september 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.05.040>

AEBERHARD, A; RIST, S. Transdisciplinary co-production of knowledge in the development of organic agriculture in switzerland. **Ecological economics**, v 68, n 4, p 1171-1181, February 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.08.008>

AFONSO, J. R. R.; PORTO, L. K.; NETO, C. C. As compensações financeiras da união aos estados e a ação direta de inconstitucionalidade por omissão nº 25. **Rev. do Prog. de Pós-Graduação em Direito da UFC**, v. 38, n.1, 2018. Disponível em: <<http://periodicos.ufc.br/nomos/article/view/20362>>. Acesso em: 22/01/2020.

ALVES, J. E. D. A dinâmica demográfica importa no crescimento econômico e na degradação ambiental. **EcoDebate**, 03/05/2019. Disponível em: <https://www.ecodebate.com.br/2019/05/03/a-dinamica-demografica-importa-no-crescimento-economico-e-na-degradacao-ambiental-artigo-de-jose-eustaquio-diniz-alves/>.

AMARAL, C. O. **Déficit hídrico no preflorescimento da laranjeira ‘folha murcha’ e a influência na produção e na qualidade dos frutos**. 2018. Tese (Programa de pós-graduação em Produção Vegetal) – Universidade Federal Fluminense. Disponível em: <http://uenf.br/posgraduacao/producao-vegetal/wp-content/uploads/sites/10/2018/05/Tese-Doutorado-Clinimar-Oliveira-Amaral.pdf>

ANDRADE, J., BASCH, G. **Clima e estado do tempo: Factores e elementos do clima. Classificação do clima**. In: SHAHIDIAN, S; GUIMARÃES, R. C; RODRIGUES, C.M. hidrologia agrícola. ICAAM- ECT: Universidade de Évora, 2017. Disponível em: [https://dspace.uevora.pt/rdpc/bitstream/10174/22180/1/Livro\\_Hidrologia\\_Agricola.pdf](https://dspace.uevora.pt/rdpc/bitstream/10174/22180/1/Livro_Hidrologia_Agricola.pdf).

ANTONELLI, M; GRECO, F. **L’acqua che mangiamo: cos’è l’acqua virtuale e come la consumiamo**. Milano: edizioni ambiente, 2013. Disponível em [http://www.geopod.it/wp-content/geoquinta\\_r/acqua/acqua-che-mangiamo.pdf](http://www.geopod.it/wp-content/geoquinta_r/acqua/acqua-che-mangiamo.pdf)

APROSOJA – Associação Brasileira dos Produtores de Soja. **Economia**. 2018. Disponível em: <https://aprosojabrasil.com.br/a-soja/economia/>. Acesso em: 02/01/2020.

ARAÚJO, R. D. C. D. Análise sobre a monocultura de soja e o desenvolvimento sustentável na Amazônia com base na teoria do desenvolvimento endógeno. **Revista Economia e Desenvolvimento**, Pará, v. 26, n. 1, p. 106-118, mai 2014.



ARAÚJO, R. O. A.; CÂNDIDO, G. A. Tecnologia social e inovação social: interação indutora do desenvolvimento sustentável nos territórios rurais. **Espacios**, v. 36, n. 13, 2015. Disponível em: <http://www.revistaespacios.com/a15v36n13/15361301.html>

ARBUCKLE, J. G. et al. Farmer beliefs and concerns about climate change and attitudes toward adaptation and mitigation. **Climatic Change**, v. 118, p. 551–563, jun, 2013. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-013-0700-0>

ARRAES, R. A.; TELES, V. K. Endogeneidade versus Exogeneidade do Crescimento Econômico: Uma Análise Comparativa entre Nordeste, Brasil e Países Selecionados. **Revista Econômica do Nordeste**, Fortaleza, v. 31, p. 754-776, nov 2000.

ASSIS, G.B. **Invasão do campo Cerrado por braquiária (*urochloa decumbens*):** perdas de diversidade e experimentação de técnicas de restauração. 2017. Tese (Programa de Pós-Graduação em Botânica). Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

ATHAYDE, S. J. et al. Reconnecting art and science for sustainability: learning from indigenous knowledge through participatory action-research in the Amazon. **Ecology and Society**, v. 22, n. 2 p. 36, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.5751/ES-09323-220236>

ATHAYDE, S. J. et al. Avaliação da resiliência socioecológica como ferramenta para a gestão da fronteira amazônica: experiências e reflexões. **Sustentabilidade em debate**, v. 7, n. 2, p. 14-19, nov. 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.18472/SustDeb.v7n2.2016.19936>

AZHONI, A; GOYAL, M. K. Diagnosing climate change impacts and identifying adaptation strategies by involving key stakeholder organisations and farmers in Sikkim, India: Challenges and opportunities. **Science of The Total Environment**, v. 626, n. 1, p. 468-477, June 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.112>

BAKER-SMITH, K; ATTLA, S. B. M. What is land grabbing? - A critical review of existing definitions. **Eco ruralis**, n. 18, p. 1-16, August 2016. Disponível em: <http://www.fao.org/family-farming/detail/en/c/1010775/>

BARBOSA, R. O. **Estudos sedimentológicos e estratigráficos dos depósitos sedimentares quaternários do Arquipélago de Anavilhanas, município de Novo Airão (Amazônia Central).** 2015. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Geociências). Universidade Federal do Amazonas.

BARRY, R. G.; CHORLEY, R. J. **Atmosfera, Tempo e Clima.** Porto Alegre: Bookman, 2013.

BATALHA, M. A. O Cerrado não é um bioma. **Biota Neotrop.**, v. 11, n. 1, p. 21-24, 2011. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?inventory+bn00111012011>.

BATTLE-BAYER, L; BATJES, N. H; BINDRABAN, P. S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 137, p. 47–58, april 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.003>

BATTISTI, R. et al. Assessment of soybean yield with altered water-related genetic improvement traits under climate change in Southern Brazil. **European Journal of Agronomy**, v. 83, p. 1-14, February 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.11.004>

BELCHIOR, E. B.; ALCANTARA, P. H. R.; BARBOSA, C. F. **Perspectivas e desafios para a região do MATOPIBA**. EMBRAPA, 2017. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1065435/perspectivas-e-desafios-para-a-regiao-do-MATOPIBA>>. Acesso em: 08 fev. 2020.

BELLINGIERI, J. C. Teorias do desenvolvimento regional e local: uma revisão bibliográfica. **Revista de Desenvolvimento Econômica**, Salvador, v. 2, n. 37, p. 6-34, ags 2017.

BOCCHIOLA, D. et al. Impact of climate change scenarios on crop yield and water footprint of maize in the Po valley of Italy. **Agric. Water Manager**, v. 116, p. 50–61, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.10.009>

BOLFE, É. L. et al. MATOPIBA em crescimento agrícola Aspectos territoriais e socioeconômicos. **Revista Política Agrícola**, Brasil, dez 2016. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/tema-MATOPIBA>>. Acesso em: 08 fev. 2020.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura: plano ABC**. Brasília: MAPA, 2012.

BRESSER-PEREIRA, L. C. **Developing Brazil: Overcoming the Failure of the Washington Consensus**. Boulder: Lynne Rienner Publishers, 2009.

BRESSER-PEREIRA, L.C. Uma escola de pensamento keynesiano-estruturalista no Brasil? **Revista de Economia Política**, v. 30, n. 2, p. 305-314, 2011.

BRIGHT, R. M. et al. Local temperature response to land cover and management change driven by non-radiative processes. **Nat. Clim. Change**, v. 7, p. 296–302, 2017.

BROECKER, W. When climate change predictions are right for the wrong reasons. **Climatic Change**, v. 141, p. 1–6, March 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-017-1927-y>

CANDIOTTO, L. Z. P. Organic products policy in Brazil. **Land Use Policy**. v. 71, p. 422–430, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.014>

CAIN, M.L; BOWMAN, W.D; HACKER, S.D. **Ecologia**: Porto Alegre: Artmed, 2011.

CARVALHO, J. L. N. et al. Crop-pasture rotation: A strategy to reduce soil greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 183, p. 167-175, January 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.014>

CARVALHO, I. R. et al. Demanda hídrica das culturas de interesse agrônômico. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, n. 17, p.969-984, dez. 2013. Disponível em: [http://www.conhecer.org.br/enciclop/2013b/CIENCIASAGRARIAS/DEMANDA\\_HIDRICA.pdf](http://www.conhecer.org.br/enciclop/2013b/CIENCIASAGRARIAS/DEMANDA_HIDRICA.pdf)

CASALVARA, H. F. A; BAPTISTA, A. P. M. O incentivo ao desmatamento na lei de Proteção da Vegetação Nativa de 25 de maio de 2012 (Novo Código Florestal). **GEOMAE**, v.8, n. 3, p. 61-68, 2017. Disponível em: <http://www.fecilcam.br/revista/index.php/geomae/article/view/1738>

CASTELLS-QUINTANA, D; LOPEZ-URIBE, M. D. P; MCDERMOTT, T. K. J. Adaptation to climate change: A review through a development economics lens. **World Development**, v. 104, p. 183-196, April 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.11.016>

CASTRO, L. S. D.; LIMA, J. E. D. A soja e o estado do mato grosso: existe alguma relação entre o plantio da cultura e o desenvolvimento dos municípios? **Revista Brasileira de Estudos Regionais e Urbanos (RBERU)**, Viçosa, v. 10, n. 2, p. 177-198, 2016.

CAVALCANTI, C. Sustentabilidade: mantra ou escolha moral? Uma abordagem ecológico-econômica. **Estudos Avançados**, v. 26, n. 74, p. 35 – 50, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142012000100004>

CHAPAGAIN, A.K; HOEKSTRA, A.Y. The blue, green and grey water footprint of rice from production and consumption perspectives. **Ecological economics**, v. 70, p. 749 –758, February 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.11.012>

CHOU, S. C. et al. Downscaling of South America present climate driven by 4-member HadCM3 runs. **Climate Dynamics**, v. 38, n. 3-4, p. 635 – 653, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00382-011-1002-8>.

CONTE, I. I.; BOFF, L. A. As crises mundiais e a produção de alimentos no Brasil. **Acta Scientiarum: Human and Social Sciences**, v. 35, n. 1, p. 49 – 59, abril 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.4025/actascihumansoc.v35i1.18497>

COSTA, T.R. **Novas Tecnologias Aplicadas ao Agronegócio**. Maringá: Cesumar, 2015.

COUIX, N; HAZARD, L. When the future of biodiversity depends on researchers' and stakeholders' thought-styles. **Futures**, v. 53, p. 13-21, September 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.futures.2013.09.005>

CRICK, F.; JENKINS, K.; SURMINSKI, S. Strengthening insurance partnerships in the face of climate change – Insights from an agent-based model of flood insurance in the UK. **Science of The Total Environment**, v. 636, p. 192 – 204, September 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.239>.

CUNHA, R. C. C. **Gênese e dinâmica da cadeia produtiva da soja no Sul do Maranhão**. 2015. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Geografia e Geociências). Universidade Federal de Santa Catarina.

CUNHA, R. C. C. Combinações geoeconômicas da cadeia produtiva da soja no Brasil. **Revista princípios**, Brasil, n. 152, maç 2018. Disponível em: <<http://www.revistaprincipios.com.br/artigos/152/economia/3250/combinacoes-geoeconomicas-da-cadeia-produtiva-da-soja-no-brasil.html>>.

CURADO, L. F. A. et al. Inter Seasonality of the Energy Fluxes in Brazilian Savana-Mato Grosso-Brazil. **Atmospheric and Climate Sciences**, v. 4, p. 219-230, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.4236/acs.2014.42025>

DA ROCHA, R.P. et al. Interannual variability associated with ENSO: present and future climate projections of RegCM4 for South America-CORDEX domain. **Climatic Change**, v. 125, p. 95–109, may 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1119-y>

DETENBECK et al. Spatial statistical network models for stream and river temperature in New England, USA. **Water Resources Research**, v. 52, p. 6018-6040, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2015WR018349>

DIETZ, T. Bringing values and deliberation to science communication. **Proc. Nat. Acad. Sci. USA**, 110, 14081–14087, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1212740110>

DRASTIG, K. et al. Farm water productivity in broiler production: case studies in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 135, p. 9-19, November 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.052>

DUARTE, J. A. M. **Comunicação e tecnologia na cadeia produtiva da soja no Mato Grosso**. 2004. Tese (Programa de Pós-Graduação em Comunicação Social). Universidade Metodista de São Paulo.

DUIĆ, N; URBANIEC, K; HUISINGH, D. Components and structures of the pillars of sustainability. **Journal of Cleaner Production**, v. 88, 1, p. 1-12, February 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.030>

DUPAS, G. **O mito do progresso: ou progresso como ideologia**. São Paulo: UNESP, 2006.

ECHEGARAY, F.; AFONSO, M. H. F. Respostas às mudanças climáticas: inovação tecnológica ou mudança de comportamento individual? **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 28, n. 82, p. 155 – 174, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142014000300010>

EDWARDS, D. P. et al. Climate change mitigation: potential benefits and pitfalls of enhanced rock weathering in tropical agriculture. **Biology letters**, v. 13, n. 4, p. 20160715 –, April 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2016.0715>.

ESPÍNDOLA, C. J.; CUNHA, R. C. C. A dinâmica geoeconômica recente da cadeia produtiva de soja no Brasil e no Mundo. **Geotextos**, v. 11, n. 1, p. 217-238, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.9771/1984-5537geo.v11i1.12692>

FAO - Food and Agriculture Organization of the UN. OCDE- **Agrícola Perspectives, 2018-2027**. Paris: OECD, 2018. Disponível em: <[https://doi.org/10.1787/agr\\_outlook-2018-es](https://doi.org/10.1787/agr_outlook-2018-es)>.

FAO - Food and Agriculture Organization of the UN. OCDE- **Agricultural and food marketing management**. Rome, 1997. Disponível em: <[https://www.dphu.org/uploads/attachements/books/books\\_3295\\_0.pdf](https://www.dphu.org/uploads/attachements/books/books_3295_0.pdf)>.

FARAMARZI, M. et al. Uncertainty based assessment of dynamic freshwater scarcity in semi-arid watersheds of Alberta, Canada. **Journal of Hydrology**, v.9, p. 48-68, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2016.11.003>

FARIA, T. de O. et al. Surface albedo in different land-use and cover types in Amazon forest region. *Rev. Ambient. Água*, v. 13, n. 2, e2120, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2120>.

FAVARETO, A. et al. Há mais pobreza e desigualdade do que bem estar e riqueza nos municípios do MATOPIBA. **Núcleo de Estudos, Pesquisas e Projetos de Reforma Agrária**, v. 22, n. 47, p. 348 – 381, 2019. Disponível em: <http://revista.fct.unesp.br/index.php/nera/article/view/6275>

FENG, J. et al. Simulation of the equatorially asymmetric mode of the Hadley circulation in CMIP5 models. **Advances in Atmospheric Sciences**, v. 32, n. 8, p. 1129-1142, June 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00376-015-4157-0>

FERREIRA, M. E. et al. Análise comparativa dos produtos MODIS Ecologia para o monitoramento biofísico ambiental do bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 24, n. 2, p. 251-260, June 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0102-261X2006000200008>

FIGUEIREDO, A. M.; SANTOS, M. L. D. Evolução das vantagens comparativas do Brasil no comércio mundial de soja. **Revista de Política Agrícola**, Viçosa, n. 1, jan./fev./Mar 2005. Disponível em: <<https://seer.sede.embrapa.br/index.php/RPA/article/view/526/pdf>>.

FLECK, L. **La Génesis y el Desarrollo de un Hecho Científico**. Madrid: Alianza Editorial, 1986.

FRANKE, N.A. et al. **Grey water footprint accounting: Tier 1 supporting guidelines**. Water Research Report Séries n. 65, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands, 2013. Disponível em: [http://waterfootprint.org/media/downloads/Report65-GreyWaterFootprint-Guidelines\\_1.pdf](http://waterfootprint.org/media/downloads/Report65-GreyWaterFootprint-Guidelines_1.pdf)

FREITAS, R. E; MENDONÇA, M. A. A. Expansão Agrícola no Brasil e a Participação da Soja: 20 anos. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 54, n. 3, July/Sept. 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1234-56781806-94790540306>

FUJIHARA, M. A; LOPES, F. G. **Sustentabilidade e mudanças climáticas: guia para o amanhã**. São Paulo: Terra das artes, 2009.

FURTADO, C. **O mito do desenvolvimento econômico**. Rio de Janeiro: Paz e Terra, 1974.

GALBRAITH, J.K. **A sociedade justa: uma perspectiva humana**. Rio de Janeiro: Campus, 1998.

GARCIA, J. R.; VIEIRA FILHO, J. E. R. O papel da dimensão ambiental na ocupação do MATOPIBA. **Confins** [on line], n. 35, 2018. Disponível em: <https://journals.openedition.org/confins/13045?lang=pt>

GARCÍA MORILLO, J. et al. Linking water footprint accounting with irrigation management in high value crops. **Journal of Cleaner Production**, v. 87, p. 594–602, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.09.043>

GIANOTTI, A. R. C. et al. Análise microclimática em duas fitofisionomias do Cerrado no Alto Vale do Jequitinhonha, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 28, n. 3, p. 246 - 256, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0102-77862013000300002>

GOMES, L. et al. Post-fire recovery of savanna vegetation from rocky outcrops. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, v. 209, n. 3–4, p. 201-208, March 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2014.02.006>

GORE, A. **Uma verdade inconveniente**: o que devemos saber (e fazer) sobre o aquecimento global. São Paulo: Manole, 2006.

GORGONE-BARBOSA, E. et al. How can an invasive grass affect fire behavior in a tropical savanna? A community and individual plant level approach. *Biological Invasions* v. 17: p. 423–431, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0740-z>

GOSLING, S. N., ARNELL, N. W., LOWE, J. A. The implications of climate policy for avoided impacts on water scarcity. *Procedia Environmental Sciences*, v. 6, p.112-121, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.05.012>

HOEKSTRA, A.Y. et al. **The Water Footprint assessment manual: setting the global standard**. London: Earthscan, 2011. Disponível em: <https://waterfootprint.org/en/resources/publications/water-footprint-assessment-manual/>

HOEKSTRA, A.Y. Water Footprint Assessment: Evolvement of a New Research Field. *Water Resources Management*, v. 231, p. 1–21, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1618-5>

HSIANG, S.; BURKE, M. Climate, Conflict, And Social Stability: What Does The Evidence Say? *Climatic Change*, v. 123, p. 39 – 55, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0868-3>

HUANG, J. et al. Debates on the causes of global warming. *Adv. Clim. Change Res.*, v. 3, n. 1, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.3724/SP.J.1248.2012.00038>

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Biomas do Brasil e o Mapa de Vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

IBGE–Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores de desenvolvimento sustentável Brasil 2017**. Rio de Janeiro: Centro de Documentação e Disseminação de Informações, 2017.

IBGE–Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Brasil em números 2019**. Rio de Janeiro: Centro de Documentação e Disseminação de Informações, 2017.

IMAFLOA - Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola. **Evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil (1970-2016)**: setor agropecuário. São Paulo: Observatório do Clima, 2018a.

IMAFLOA - Instituto De Manejo e Certificação Florestal e Agrícola. **Evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil (1990-2016)**: setor de mudanças de uso da terra. São Paulo: Observatório do Clima, 2018b.

INPE - Instituto Nacional de Meteorologia. **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br>



IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Part A global and sectoral aspects., 1132 global and sectoral aspects Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report. FIELD, C. B. et al. (ed). Cambridge: Cambridge University Press, 2014a.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate change 2014:** impacts, adaptation, and vulnerability. Part B regional aspects Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report. BARROS, V. R. et al. (ed). Cambridge: Cambridge University Press, 2014b.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2013:** the Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report T F Stocker, t. f. et al. (ed). Cambridge: Cambridge University Press, 2013.

ISO - International Organization for Standardization. Water Footprint: Principles, Requirements and Guidelines, **Environmental Management**, n. 14046, 2014. disponível em: <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14046:ed-1:v1:en>

ITC - International Trade Centre. **Trade statistics for international business development.** Geneva: ITC, 2019. Disponível em: <[https://www.trademap.org/Country\\_SelProduct\\_Map.aspx?nvpm=1||||1201||4|1|1|1|1|2|1|1](https://www.trademap.org/Country_SelProduct_Map.aspx?nvpm=1||||1201||4|1|1|1|1|2|1|1)>. Acesso em: ago. 2019.

JONES, C. D. et al. The HadGEM2-ES implementation of CMIP5 centennial simulations. **Model Development**, n. 4, p. 543 – 570, jul 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/gmd-4-543-2011>

KAMALI, F. P. et al. Evaluation of the environmental, economic, and social performance of soybean farming systems in southern Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, Part 1, n. 20, p. 385-394, January 2017a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.135>

KAMALI, F. P. et al. Sustainability assessment of agricultural systems: The validity of expert opinion and robustness of a multi-criteria analysis. **Agricultural Systems**, v. 157, p. 118-128, October 2017b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.07.013>

KANTENBACHER, J et al. Public attitudes about climate policy options for aviation. **Environmental Science & Policy**, v. 81, p. 46-53, March 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.12.012>

KASSIE, B.T. et al. Exploring climate change impacts and adaptation options for maize production in the Central Rift Valley of Ethiopia using different climate change scenarios and crop models. **Climatic Change**, v.129, p.145–158, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1322-x>

KUHN, Thomas S. **A estrutura das revoluções científicas**. 5. ed. São Paulo: Perspectiva, 1997.

LEFF, E. **Epistemologia ambiental**. São Paulo: Cortez, 2007.

LEITÃO, A.; IRFFI, G.; LINHARES, F. Avaliação dos efeitos da lei Kandir sobre a arrecadação de ICMS no estado do Ceará. **Planejamento e políticas públicas**, n. 39, p. 33-56, 2012. Disponível em : <<http://www.ipea.gov.br/ppp/index.php/PPP/article/view/314>>. Acesso em: 01/09/2019

LESNIKOWSKI, A. C. et al. How are we adapting to climate change? A global assessment. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 20 , p. 277–93, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11027-013-9491-x>

LEWIS, K. Climate science in climate security scenarios. **Climatic Change**, v. 123, n. 1, p. 11–22, October 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0945-7>

LI, Y. et al. Local cooling and warming effects of forests based on satellite observations. **Nat. Commun.**, v. 6, p. 6603, 2015.

LIN, M.; HUANG, Q. Exploring the relationship between agricultural intensification and changes in cropland areas in the US. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 274, p. 33–40, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.12.019>>.

LIU, C. et al. Past end future trends in grey water footprints of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to major world rivers. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 42 – 49, July 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.005>

LYRA, A. A. et al. Climate change projections over three metropolitan regions in Southeast Brazil using the non-hydrostatic Eta regional climate model. **Theor. Appl. Climatology**, v. 132, p. 663–682, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00704-017-2067-z>

LUCAS, E. de O. Colonialidade, transferência de tecnologia e políticas públicas: diálogo entre as múltiplas facetas da modernidade. **Contraponto**, v. 1, n. 1, p. 18-26, 2020. Disponível em: <https://www.seer.ufrgs.br/contraponto/article/view/100719/56158>

MANZARDO, A. et al. Lessons learned from the application of different water footprint approaches to compare different food packaging alternatives. **Journal of cleaner production**, v.112, p. 4657–4666, 2016 Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.019>

MACH, K. J. et al. Understanding and responding to danger from climate change: the role of key risks in the IPCC AR5. **Climatic Change**, v. 136, p. 427 – 444, March 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1645-x>

MACHADO, S. T.; REIS, J. G. M. D.; SANTOS, R. C. A cadeia produtiva da soja: uma perspectiva da estratégia de rede de suprimento enxuta. **Enciclopédia Biosfera**, v.9, n.17; p. 1-16, 2013.

MAFIOLETTI, R. L. **Expansão da Soja no Brasil**. Dissertação (programa de pós-graduação em agronomia) - Universidade de São Paulo, 2000. Disponível em: <http://www.ocepar.org.br/ocepar/UPL/Acervo/DissertacaoRobsonMaffioletti.pdf>.

MAGALHÃES, L. A; MIRANDA, E. E. A. **MATOPIBA: Quadro Natural**. Embrapa, Nota Técnica n. 5, Campinas, 2014. Disponível em: [https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT5\\_MATOPIBA\\_Quadro\\_Natural.pdf](https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT5_MATOPIBA_Quadro_Natural.pdf).

MARENGO, J. A. et al. Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTEC/HadCM3 climate change projections: Climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and the Parana River Basins. **Climate Dynamics**. v. 38, n 9-10, p. 1829-1848. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00382-011-1155-5>



MARENGO, J. A. et al. **Riscos das mudanças climáticas no Brasil: análise conjunta Brasil-Reino Unido sobre os impactos das mudanças climáticas e do desmatamento na Amazônia.** São Paulo: INPE, 2011. Disponível em: <http://www.ccst.inpe.br>

MARTINELLI, L. A. et al. Agriculture in Brazil: impacts, costs, and opportunities for a sustainable future. **Environmental Sustainability**, v. 2, n. 5–6, p. 431–438, December 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.09.008>

MARTINS, J. de S. **A sociedade vista do abismo: novos estudos sobre exclusão, pobreza e classes sociais.** Petrópolis: Vozes, 2008.

MBEMBE, A; Necropolitics. **Public Culture**, v. 15, n. 1, p. 11–40, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1215/08992363-15-1-11>

MEKONNEN, M. et al. Sustainability, efficiency and equitability of water consumption and pollution in Latin America and the Caribbean. **Sustainability**, v. 7, n. 2, p. 2086–2112, February 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su7022086>

MEKONNEN, M. M; HOEKSTRA, A. Y. Global grey water footprint and water pollution levels related to anthropogenic nitrogen loads to fresh water. **Environmental Science & Technology**, Washington , v. 49, p. 12860–12868, October 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03191>

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Caderno da Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia.** Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, 2006. Disponível em: <https://www.yumpu.com/pt/document/read/39982903/caderno-da-regiao-hidrografica-do-tocantins-araguaia-serrano-neves>

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Plano de Ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas: Cerrado.** Brasília: MMA, 2011. Disponível em: [https://www.mma.gov.br/estruturas/201/\\_arquivos/ppCerrado\\_201.pdf](https://www.mma.gov.br/estruturas/201/_arquivos/ppCerrado_201.pdf)

MONTOYA, M. A. et al. Uma nota sobre consumo energético, emissões, renda e emprego na cadeia de soja no Brasil. **Rev. Bras. Econ.**, v. 73, n. 3, p. 345–369, Sept. 2019 . disponível em: <https://doi.org/10.5935/0034-7140.20190016>.

MORIN, E. **A Via para o futuro da humanidade.** Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2013.

MORTAZAVI, S. M.; MALEKI, A.; YOUSEFI, H. Analysis of robustness of the Chinese economy and energy supply/demand fluctuations. **International Journal of Low-Carbon Technologies**, v. 14, n. 2, p. 147–159, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1093/ijlct/cty051>>.

NAHUR, A. C; LUTES, M. W; RIBEIRO, L. P. **As Mudanças Climáticas: riscos e oportunidades.** Rio de Janeiro: Água Brasil, 2015.

NEWTON, P. et al. Overcoming barriers to low carbon agriculture and forest restoration in Brazil: The Rural Sustentável Project. **World Development Perspectives**, v. 4, December 2016, P. 5-7. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wdp.2016.11.011>

NKHONJERA, G. K. et al. Understanding the impact of climate change on the dwindling water resources of South Africa, focusing mainly on Olifants River basin: A review. **Environmental Science & Policy**, v. 71, p. 19 – 29, maio 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.02.004>

NILES, M. T. et al. Climate change mitigation beyond agriculture: a review of food system opportunities and implications. **Renewable Agriculture and Food Systems**, v. 33, v. 3, p. 297-308, June 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S1742170518000029>

NOOJIPADY, P. et al. Forest carbon emissions from cropland expansion in the Brazilian Cerrado biome. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 2, p. 25004, February 2017. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aa5986>

NUSSENZVEIG, H. M. **O futuro da terra**. Rio de Janeiro: FGV, 2011.

OCAMPO, J. A. **Desenvolvimento econômico e inclusão social**. In: BUVINIÉ, M E MAZZA, J. **Inclusão social e desenvolvimento econômico na América Latina**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2005.

OCB - Organização das Cooperativas Do Brasil; Folder Lei Kandir. **OCB**, 2019. Disponível em: <<https://www.ocb.org.br/publicacao/55/folder-lei-kandir>>. Acesso em: 11 fev. 2020.

OECD/FAO. **Perspectivas Agrícolas 2016-2025**. Paris: OECD Publishing, 2016. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1787/agr\\_outlook-2016-es](http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2016-es)

OLIVEIRA, C. M. et al. Regulação das águas doces superficiais e subterrâneas na integração regional do MERCOSUL. **Ambiente Água**, Taubaté, v.11, n.2, p.291-303, 2016 Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1666>

OLIVEIRA JUNIOR, E. F. de. et al. Exportação de soja no estado de Mato Grosso do Sul: características da comercialização. **Rev. Agro. Amb.**, v. 11, n. 1, p. 71-97, 2018. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2018v11n1p71-97>

OLIVEIRA IVO, I. et al. Influência do desmatamento no índice de área foliar e temperatura da superfície no Cerrado mato-grossense. **Nativa**, v.6, n. 4, p. 364-369, 2018.

O'NEILL, B. C. et al. IPCC reasons for concern regarding climate change risks. **Nature Climate Change**, v. 7, p. 28–37, January 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nclimate3179>

ORLOWSKY, B. et al. Today's virtual water consumption and trade under future water scarcity. **Environmental research letters**, v.9, n. 7, p. 1 - 5, 2014. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/9/7/074007>

PANACHUKI, E. et al. Perdas de solo e de água e infiltração de água em latossolo vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, v. 35, n. 5, p. 1777-1786, outubro 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000500032>

PARENTE, L; FERREIRA, L. Assessing the Spatial and Occupation Dynamics of the Brazilian Pasturelands Based on the Automated Classification of MODIS Images from 2000 to 2016. **Remote Sensing**, v. 10, n. 4, p. 606, April 2018; Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs10040606>

PEREIRA, C. N.; PORCIONATO, G. L.; CASTRO, C. N. D. Aspectos socioeconômicos da região do MATOPIBA. **Boletim regional, urbano e ambiental**, n. 18, p. 47-59, jun. 2018. Disponível em: [http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/8462/1/BRU\\_n18\\_Aspectos.pdf](http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/8462/1/BRU_n18_Aspectos.pdf)

PEREIRA, L. I.; PAULI, L. MATOPIBA: controle do território e expansão da fronteira da estrangeirização da terra. **Revista NERA**, v. 22, n. 7, p. 148-172, 2019.

PERETTO, P. F. Robust endogenous growth. **European Economic Review**, v. 108, p. 49-77, 2018.

PIGNATTI, W.A. et al. Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a Vigilância em Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, v.22, n.10, p. 3281-3293, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-812320172210.17742017>

PIKETTY, T. **O Capital no século XXI**. Rio de Janeiro: Intrínseca, 2014.

PYŠEK, P. et al. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: The interaction of impact measures, invading species' traits and environment. **Global Change Biology**, v. 18, p. 1725–1737, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x>

PRADO, A. **Deputados e produtores preocupados com o fim da Lei Kandir**. OCB, 2019. Disponível em: <<https://www.ocb.org.br/noticia/21653/deputados-e-produtores-preocupados-com-o-fim-da-lei-kandir>>. Acesso em: 11 fev. 2020.

RAMALHO, P. A.; PEREIRA, R. D. S. Os impactos da produção de soja e a dinâmica do desenvolvimento em Sorriso - MT. **Pretexto**, v. 16, n. 3, p. 92-105, 2015

QUEIROZ, R. B. **Formação e gestão de políticas públicas**. Curitiba: interSaberes, 2012.

RANAL, M. A. Seed germination of *Microlicia fasciculata*, an apomictic and aluminium accumulator species: Unexpected intraspecific variability in a restricted Neotropical savanna area. **Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 220, p. 8-16, April 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2016.02.001>

RIAHI, K.; RAO, S.; KREY, V. 8.5—A scenario of comparatively high greenhouse gas emissions. **Climatic Change**, v. 109, n. 1-2, p. – 33, Agost 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0149-y>

ROMA, J. C. (2019). Os Objetivos de Desenvolvimento do Milênio e sua transição para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. *Ciência e cultura*, v. 71, n. 1, 2019. Disponível em: [http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0009-67252019000100011](http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0009-67252019000100011).

ROSS, J. L. S. O relevo brasileiro no contexto da América do Sul. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 61, n. 1, p. 21-58, 2016. Disponível em: [https://doi.org/10.21579/issn.2526-0375\\_2016\\_n1\\_art\\_2](https://doi.org/10.21579/issn.2526-0375_2016_n1_art_2)

ROSEGRANT, M. W. Global and Regional Perspectives of Food Economy and Policy. **World Food Policy**, v. 4, p. 7-18, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.18278/wfp.4.2.2>> .

SÁ, J. C. M. et al. Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security. **Environment International**, v. 98, p. 102-112, January 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.020>

SACHS, I. Barricadas de ontem, campos de futuro. **Estudos avançados**, São Paulo, v.68, n 24, p. 25-38, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142010000100005>

SACHS, I. **Rumo à ecossocioeconomia: teoria e prática do desenvolvimento**. São Paulo: Cortez, 2007.

SACHS, J. D. From Millennium Development Goals to Sustainable Development Goals. **The lancet**, v. 379, n. 9832, p. 2206-2211, 2012. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(12\)60685-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(12)60685-0)

SABINO, Y. G.; MANOLESCU, F. M. K. Uma discussão sobre o desenvolvimento endógeno no vale do paraíba paulista. **XII Encontro Latino Americano de Iniciação Científica e VIII Encontro Latino Americano de Pós-Graduação – Universidade do Vale do Paraíba**, Vale do Paraíba, 2007. 1-4.

SALES, R. M. M. Economia ecológica, desenvolvimento alternativo e decrescimento: proposição de uma matriz de convergência. **Revista de la red iberoamericana de economía ecológica**, v. 24, p. 123-138, 2015.

SAMPAIO, G; DIAS, P. L. de S. Evolução dos modelos climáticos e de previsão de tempo e clima. **Revista USP**, n. 103, p. 41-54, 2014. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/revusp/article/download/99179/97655/>

SANDBERG, S; SUI, S; BAUM, M. Effects of prior market experiences and firm-specific resources on developed economy SMEs' export exit from emerging markets: Complementary or compensatory? **Journal of Business Research**, v. 92, p. 29–48, 2018.

SANTOS, J.F.S. Educação para o desenvolvimento sustentável: relações com a política econômica e promoção da saúde. **Espaço acadêmico**, v. 11, n.127, p. 71-78, setembro 2011. Disponível em: <http://www.periodicos.uem.br/ojs/index.php/EspacoAcademico/article/view/12947>

SCARIOT, A. et al. **Cerrado: Ecologia, biodiversidade e Conservação**. Brasília: MMA, 2005.

SCHMITT, C. M. **As políticas em favor da agroecologia na trajetória do Ministério do Desenvolvimento Agrário: uma mirada retrospectiva**, p. 287-300. In: MALUF, R.S; FLEXOR, G. **Questões agrárias, agrícolas e rurais: conjunturas e políticas públicas**. Rio de Janeiro: E-Papers, 2017.

SCHULTZ, N. M; LAWRENCE, P. J; LEE, X. Global satellite data highlights the diurnal asymmetry of the surface temperature response to deforestation. **J. Geophys. Res.: Biogeosci.**, v.122, p. 903–917, 2017.

SECEX - Secretaria de Comércio Exterior. Ministério da Economia. **Sistema para consultas e extração de dados do comércio exterior brasileiro**. 2020. Disponível em: <http://comexstat.mdic.gov.br/pt/comex-vis>

SENGUPTA, M. **Post-development: No Development Is Good Development**. In: DRYDYK, J; KELEHER, L. *Routledge Handbook of Development Ethics*. Boca Raton: Routledge, 2019.

SILVA, R.P.R.P. et al. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, v. 23, p. 393–401, April 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.12213>

SILVA, M. R. C. E. et al. Expansão da cultura de soja, infraestrutura viária e desenvolvimento regional: a BR 158 e o Vale do Araguaia Mato-Grossense entre 1990 e 2010. **Revista Brasileira de desenvolvimento regional**, BLUMENAU, v. 3, n. 2, p. 135-159, 2015.

SILVA, E. B. da. **A dinâmica socioespacial e as mudanças na cobertura e uso da terra no bioma Cerrado**. 2013. Tese (Programa de Pós-Graduação em Geografia). Universidade Federal de Goiás.

SIMÕES, J. C. Glossário da língua portuguesa da neve, do gelo e termos correlatos. **Brazilian Antarctic Research**, n.4, p. 119-154, 2004. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/inctcriosfera/arquivos/Glossario.pdf>

SOUSA, R. B. D.; OLIVEIRA, N. M. D. Desenvolvimento humano da microrregião de Araguaína – to: uma análise do índice FIRJAN. **Revista Geogr. Acadêmica**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 2, p. 74-90, 2018.

SOUZA, P. H. G. F. D. A history of inequality: top incomes in Brazil, 1926–2015. **working paper**, Brasília, n. 167, p. 1-40, abr 2017.

SPERA, S. A. et al. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. **Global Change Biology**, v. 22, p. 3405-3413, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.13298>

STEEN-OLSEN, K et al. Carbon, Land, and Water Footprint Accounts for the European Union: Consumption, Production, and Displacements through International Trade. **Environmental Science & Technology**, n. 46, p.10883 –10891, September 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es301949t>

STEINKE, E.T. **Climatologia fácil**. São Paulo: Oficina de textos, 2012.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nat. Ecol. Evolution**, v. 1, n. 99, p. 1 – 3, març 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>

THOMSON, A. M; CALVIN, K. V; SMITH, S. J. RCP 4.5: a pathway for stabilization of radiative forcing by 2100. **Climatic Change**, v. 109, n.1-2, p. 7, July 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0151-4>

TORRES, R.R. **Análise de incertezas em projeções de mudanças climáticas na América do Sul**. 2014. Tese (Programa de Pós-graduação em Meteorologia) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Disponível em: <http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3FHR358>

TRENBERTH, K. E. Perspective climate change: Have you been a hiatus? **Science**, v. 349, n. 6249, p. 691 – 692, August 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aac9225>

TRENTIN, R. et al. Subperíodos fenológicos e ciclo da soja conforme grupos de maturidade e datas de semeadura. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.48, n.7, p.703-713, julho 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/pab/v48n7/02.pdf>

TRIPATHI, A; MISHRA, A. K. Knowledge and passive adaptation to climate change: An example from Indian farmers. **Climate Risk Management**, v. 16, p. 195-207, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.crm.2016.11.002>

UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs. Population Division. **Population 2030: Demographic challenges and opportunities for sustainable development planning** (ST/ESA/SER.A/389). 2015. Disponível em: <<https://www.un.org/en/development/desa/population/publications/pdf/trends/Population2030.pdf>>. Acesso em: set. 2018.

UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs. **Trade Statistics**. The International Trade Statistics Yearbook: Volume I – Trade by Country, 2019<sup>a</sup>. Disponível em: <<https://doi.org/10.18356/e9aba95b-en>>. Acesso em: ago. 2019.

UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs. **The Conference on Trade and Development**. The state of commodity dependence (UNCTAD/DITC/COM/2019), 2019. Disponível em: <<https://unctad.org/en/pages/PublicationWebflyer.aspx?publicationid=2439>>. Acesso em: ago.2019.

VANHAM, D. Does the water footprint concept provide relevant information to address the water–food–energy–ecosystem nexus? **Ecosystem Services**, v. 17, p. 298-307, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.08.003>

VANHAM, D. et al. Physical water scarcity metrics for monitoring progress towards SDG target 6.4: An evaluation of indicator 6.4.2 “Level of water stress”. **Science of the Total Environment**, 613-614: 218–232, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.056>

VANHAM, D; BIDOGLIO, G. A Review on the indicator water footprint for the EU 28. **Ecological indicators**, v. 26, p. 61–75, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.10.021>

VERONEZI, C. M. **Avaliação da qualidade de óleos compostos obtidos de fontes alternativas**. 2015. Tese (Programa de Pós-graduação em Engenharia e Ciência dos Alimentos) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/139406>

VIANA, A. L; SILVA, H. P. Meritocracia neoliberal e capitalismo financeiro: implicações para a proteção social e a saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 23, n. 7, p. 2107-2117, Julho 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1413-81232018237.07582018>

VIEIRA, E. T.; SANTOS, M. J. D. Desenvolvimento econômico regional – uma revisão histórica e teórica. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, Taubaté, v. 8, n. 2, p. 344-369, jun 2012. Disponível em: <<https://www.rbgdr.net/revista/index.php/rbgdr/article/view/679/296>>. Acesso em: 28 fev. 2020.

VOLMER, D; REGAN, H. M; ANDELMAN, S. J. Assessing the sustainability of freshwater systems: A critical review of composite indicators. **Ambio**, v. 45, n. 7, p. 765–780. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0792-7>



XAVIER, G.L. MATOPIBA: l'occupation de la nouvelle frontière agricole dans les cadres du modèle d'exportation de la spécialisation productive. **Revue franco-brésilienne de géographie**, n. 39. Disponível em: <<https://doi.org/10.4000/confins.17590>> .

XIE, W. **The Prospect of Grain Production Increase in Latin America and Key Areas of Sino-Latin American Agricultural Cooperation**. In: Chai, Y.; Yue, Y. (Eds.), *Sino-Latin American Economic and Trade Relations*. Springer, Singapore, p. 133-146. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-981-13-3405-4\\_6](https://doi.org/10.1007/978-981-13-3405-4_6).

WAHAB, A. A. et al. Agriculture Water Footprint: Approaches and Methodologies. **International Journal of Scientific and Research Publications**, v. 8, n. 3, p. 93-98, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.29322/IJSRP.8.3.2018.p7516>

WATANABE, M. et al. Improved climate simulation by MIROC5: mean states, variability, and climate sensitivity. **Journal of Climate**, v. 23, n. 23, p. 6312 – 6335, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1175/2010JCLI3679.1>

WEINHOLD, D; KILLICK, E; REIS, E. J. Soybeans, Poverty and Inequality in the Brazilian Amazon. **World Development**, v. 52, p. 132-143, December 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2012.11.016>

WMO- World Meteorological Organization. **Guide to Climatological**: Practices n° 100. Secretariat of the, Geneva, WMO, 2011. Disponível em: [https://library.wmo.int/pmb\\_ged/wmo\\_100\\_en.pdf](https://library.wmo.int/pmb_ged/wmo_100_en.pdf)

WWF – World Wide Fund for Nature. **Water Stewardship**. Gland, Suíça: WWF Brasil, 2012.

ZALLES, V. et al, Near doubling of Brazil's intensive row crop area since 2000. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 2, p. 428-435, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1073/pnas.1810301115>>.

ZORTEA, R. B; MACIEL, V. G; PASSUELLO, A. Sustainability assessment of soybean production in Southern Brazil: A life cycle approach. **Sustainable Production and Consumption**, v. 13, p. 102-112, January 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.spc.2017.11.002>

ZORTEA, R.B. et al. Cálculo de emissões de CO<sub>2</sub> provenientes da mudança do uso da terra para produção de soja no estado do Rio Grande do Sul. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 4, p. 727-735, agosto 2019. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019127909>

### 3 - COMPORTAMENTO INTERANUAL DA PEGADA HÍDRICA DO CULTIVO DE SOJA [*GLYCINE MAX (L.) MERRILL*] NO CERRADO DOS ESTADOS DAS REGIÕES NORTE E NORDESTE DO BRASIL

#### 3.1 – Resumo

O objetivo deste estudo foi analisar o comportamento interanual da Pegada Hídrica (WF) do cultivo de soja [*Glycine Max (L.) Merrill*] no Cerrado dos estados das regiões Norte e Nordeste do Brasil, de 1999 a 2018. O modelo CROPWAT 8.0 foi usado para estimar os componentes verde e azul do WF. O componente cinza da WF foi estimado a partir do consumo aparente de fósforo nas lavouras. A WF média da soja na região foi estimada em 1579,6 m<sup>3</sup>/t, com variação interanual de 21,9%. A Bahia foi o estado com maior WF média (1748 m<sup>3</sup>/t) e Tocantins a menor (1404 m<sup>3</sup>/t). Houve uma redução significativa no WF verde e azul (32,5 m<sup>3</sup>/t e 5,95 m<sup>3</sup>/t por ano, respectivamente), mas um aumento no WF cinza (1,3 m<sup>3</sup>/t por ano, em média). A quantidade média de WF das culturas irrigadas e não irrigadas caiu de 1655 m<sup>3</sup>/t para 1562 m<sup>3</sup>/t e de 1722 m<sup>3</sup>/t para 1133 m<sup>3</sup>/t entre 1999 e 2018, respectivamente. Houve um aumento contínuo nas áreas de cultivo de soja, o que elevou a WF absoluta de 3 Km<sup>3</sup> em 1999 para 13,4 Km<sup>3</sup> em 2018. Houve uma forte associação entre um aumento nas áreas de produção e uma elevação das temperaturas médias anuais e uma redução no volume de precipitação durante o período de cultivo. Conclui-se que há tendência de redução da WF relativa e aumento da WF absoluta, o que representa um risco para a sustentabilidade desse cultivo.

Palavras-Chave: Recursos hídricos, Agricultura, Cerrado

#### 3.2 - Introdução

De acordo com a Agência Nacional das Águas (ANA, 2016), atualmente, cerca de 70% do uso consuntivo de água doce no Brasil é destinado às demandas do setor agropecuário. Nesse sentido, se as tendências atuais forem mantidas, até 2050 haverá necessidade de dobrar a produção agropecuária, o que resultará em aumento de quatro vezes na demanda por recursos hídricos (FAO, 2016; NEILL et al., 2017; RAN et al., 2017).

A soja [*Glycine max (L.) Merrill*] hoje representa uma das principais fontes de alimento no cenário mundial e o principal produto agrícola brasileiro destinado à exportação, Além de ocupar a maior área cultivada do país (ARAUJO et al., 2019; SILVA et al., 2016). Atualmente, o Brasil é responsável por 27% da produção mundial, sendo segundo maior produtor do mercado internacional de soja (NÓIA JÚNIOR; SENTELHAS, 2019).

A expansão das áreas destinadas ao cultivo de soja no Cerrado tem ocorrido numa velocidade sem precedentes, com aumento de 87% entre 2000 e 2014, sendo que 29% dessa



expansão ocorreu sobre a vegetação nativa (CARNEIRO FILHO; COSTA, 2016). Para Domingues e Bermann (2012), no estado do Mato Grosso, a expansão da soja se deu sobre pastos degradados, o que proveu a recuperação dessas áreas com as práticas da rotação de culturas e do plantio direto sobre a palha do milheto, milho ou sorgo. Além disso, as APPs (Áreas de Proteção Permanente) e os sistemas ripários estão sendo restaurados na tentativa de uma reconsolidação do ambiente com vistas as exigências dos mercados internacionais. Contudo, Carneiro Filho e Costa (2016) afirmam que, quando se trata das áreas de Cerrado do Norte e Nordeste do Brasil, 66% desse avanço se deu pela supressão da vegetação nativa e as iniciativas de recuperação de áreas degradadas são tímidas nesses territórios do Maranhão, Tocantins, sul do Piauí e extremo oeste da Bahia.

As alterações na cobertura e uso dos solos provocados por sua expansão da soja no Domínio Cerrado configuram uma das mais importantes fontes de mudanças climáticas locais (ARBUCKLE et al., 2013; IMAFLORA, 2018; STRASBURGER et al., 2017). Dessa forma, entender o comportamento da produção dessa *commoditie* em relação à utilização de recursos hídricos constitui uma necessidade estratégica para elaborar respostas diante de incertezas climáticas futuras (SILVA, 2013; PETTER et al., 2012).

Nesse contexto, a Pegada Hídrica (WF) apresenta-se como uma ferramenta para auxiliar na tomada de decisões no campo da gestão de recursos hídricos (HOEKSTRA, 2017). Trata-se de um indicador do uso da água, cujo método possibilita quantificar e mapear o impacto do consumo humano sobre os recursos hídricos em todas as fases da cadeia produtiva, além de avaliar a sustentabilidade dos modelos de produção (PORKKA et al., 2016; VOLLMER et al., 2016).

A análise da WF consiste em fragmenta-la em três componentes sinalizados pelas cores verde, azul e cinza (HOEKSTRA et al., 2011) descritas a seguir: I) a WF verde refere-se ao volume de água da chuva consumido durante o processo de produção vegetal (CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2011); II) a WF azul mede a quantidade de água disponível em reservatórios subterrâneos e superficiais que, em determinado período, é consumida para irrigar as plantações (GARCÍA MORILLO et al., 2015) e III) a WF cinza expressa a poluição das águas em termos de volume necessário para diluir os efluentes a ponto de torná-los inofensivos (LENG et al., 2015).

A WF tem sido usada em vários estudos para avaliar o uso e risco poluição de água doce em diferentes setores, nomeadamente energia (GERBENS-LEENES et al., 2008), construção (SOLÍS-GUZMÁN et al., 2013) e turismo (CAZCARRO et al., 2014). No entanto, o setor agropecuário recebe cada vez mais atenção (ANDREEA et al., 2013). Há muitos estudos que

descrevem a WF de alguns cultivos em países europeus e na China (BOCCHIOLA et al., 2013; HOEKSTRA, 2017; KONGBOON; SAMPATTAGUL, 2012; SUN et al., 2013), porém poucos que avaliam culturas comerciais nos trópicos, especialmente nas recentes fronteiras agrícolas do Domínio Cerrado.

A expansão da cultura da soja em novas áreas do Cerrado brasileiro das regiões Norte e Nordeste merece especial atenção dadas as particularidades desse Domínio no que tange a necessidade de preparação dos solos para esse cultivo (ARAÚJO et al., 2019; LOPES; GUIMARÃES, 2016). No entanto, os estudos brasileiros sobre WF não têm focado na expansão agrícola, impulsionada pelo cultivo de soja, nessas novas áreas do Cerrado. Portanto, este estudo visa analisar o comportamento interanual da Pegada Hídrica da produção de soja [*Glycine max (L.) Merrill*] nos estados que compõem a mais recente fronteira agrícola do Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil, no período de 1999 a 2018.

### 3.3 - Métodos

A delimitação territorial deste estudo foi composta por áreas de Cerrado localizadas em todo o estado do Tocantins, na maior parte do Maranhão, no sul do Piauí e no extremo oeste da Bahia, englobando cerca de 320 mil estabelecimentos agrícolas em 337 municípios.

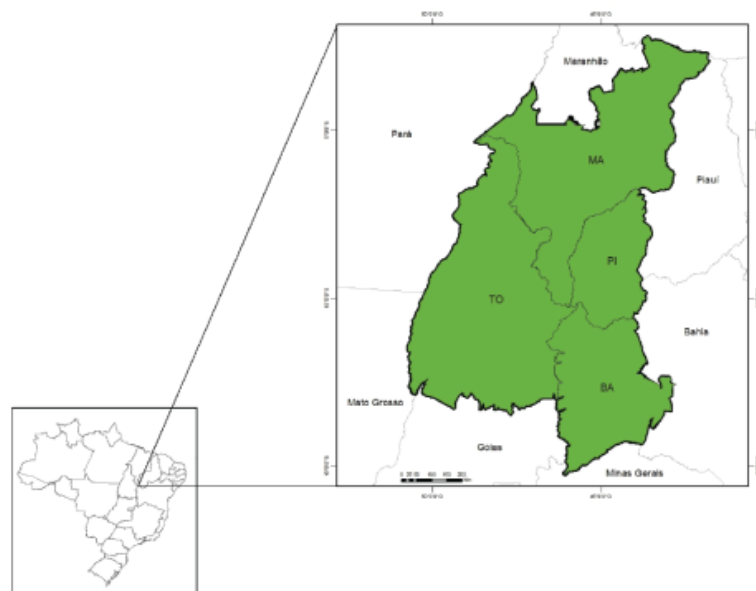


Figura 3.1. Mapa da área de estudo (MIRANDA et al., 2014)

Para determinar a WF da produção de soja adotou-se o método descrito no manual publicado por Hoekstra et al. (2011), empregando-se três categorias representadas pelas cores verde, azul e cinza. Os dados meteorológicos necessários para o cálculo da WF verde e azul, foram extraídos de 26 estações meteorológicas, localizadas na delimitação territorial desse estudo, do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2019) do Brasil. Adicionalmente, informações sobre o calendário agrícola e características dos solos e dos cultivares de soja na região foram adquiridas junto a Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB, 2019), ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2019) e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2019). respectivamente.

A precipitação acumulada dos meses de cultivo de cada ano, bem como a incidência de radiação solar, temperatura média, umidade relativa, velocidade do vento e características dos solos e dos cultivos foram utilizadas para estimar a evapotranspiração real, potencial e específica da produção de soja por meio do modelo CROPWAT 8.0 (FAO, 2010). Além da evapotranspiração, principal variável do cálculo, dados de rendimento médio da produção (IBGE, 2019) foram aplicados nas Equações 1 e 2, a fim de estimar a WF verde e azul, respectivamente.

$$\text{Green WF (m}^3\text{/t)}(10 \times \sum_{d=1}^{dpc} ETC/Prod) + AIP \quad (1)$$

$$\text{Blue WF (m}^3\text{/t)}(10 \times \sum_{d=1}^{dpc} ETC/Prod) + AIP - VRP \quad (2)$$

Onde: dpc = duração do período de crescimento do cultivar (dias); d = dia do plantio; ETC = evapotranspiração da cultura (m<sup>3</sup>); prod = produtividade (t/ha); AIP = água incorporada ao produto no dia da colheita (m<sup>3</sup>) e VRP = vazão de retorno (m<sup>3</sup>).

Para a WF cinza, adotou-se para efeito de cálculo, a taxa de aplicação do fertilizante mais comum dessa cultura: o fosforo, cuja estimativa de lixiviação foi de 10% (FRANKE et al., 2013) e a concentração máxima admitida foi de 10 mg/l em conformidade com a Resolução n° 357 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (BRASIL, 2005). Os dados sobre consumo de fertilizantes foram obtidos a partir dos relatórios anuais do IBAMA (2017), da Associação Nacional de Difusão de Adubos (ANDA, 2019), dos Indicadores do Desenvolvimento Sustentável (IBGE, 2017), das estimativas de custos de produção da CONAB (2018) para compor a equação 3.

$$\text{Gray WF (m}^3\text{/t)} \left\{ \frac{FL \times TAQ}{C_{max} - C_{nat}} \right\} / Prod \quad (3)$$

Onde: FL = fração de lixiviação (%); TAQ = taxa de aplicação (kg/ha); Cmax = concentração máxima admitida (kg/m<sup>3</sup>); Cnat = concentração natural do poluente (kg/m<sup>3</sup>).

A pegada hídrica relativa (RWF) da produção de soja foi estimada pelo somatório da pegada cinza com a pegada azul ou verde, conforme os cultivos sejam irrigados (RWF<sub>i</sub>) ou não irrigados (RWFs), respectivamente (Equação 5 e Equação 4).

$$\text{RWFs (m}^3/\text{t)} = \sum_{\text{green}} \text{WF} + \sum_{\text{gray}} \text{WF} \quad (4)$$

$$\text{RWF}_i \text{ (m}^3/\text{t)} = \sum_{\text{blue}} \text{WF} + \sum_{\text{gray}} \text{WF} \quad (5)$$

A pegada hídrica absoluta (AWF) dos estados e da região foi estimada pelo produto da soma entre as RWF e a produção total de soja a cada ano (Equação 6) fornecida pelo IBGE (2019).

$$\text{AWF (km}^3\text{)} = (\sum \text{RWFs} + \sum \text{RWF}_i) \times \text{production (t)} \quad (6)$$

Os dados de produção total em toneladas do grão ou semente e, produtividade em toneladas por hectare e área plantada a cada ano foram obtidos da Pesquisa Agrícola Municipal – PAM por meio do Sistema de Recuperação Automatizada de Dados – SIDRA (IBGE, 2019). Já as informações sobre a localização e tamanho das culturas irrigadas foram fornecidas pelos Grupos de Coordenação de Estatísticas Agropecuárias – GCEAs de cada estado a partir dos registros do Levantamento Sistemático da Produção Agrícola – LSPA, coordenado pelo IBGE.

Ferramentas da estatística foram utilizadas para analisar os resultados, adotando-se um nível de significância de 95% para testar as possíveis diferenças espaciais, temporais e de relações entre as variáveis. Para isso, o programa *Paleontological Statistics software Package for education and data analysis* – PAST foi utilizado para calcular as medidas de tendência central e dispersão, as medidas de associação e as análises de séries temporais, com ajustes polinomiais de curvas de tendência (LEVINE et al., 2008).

A identificação dos outliers nas séries temporais, especialmente nas de variáveis agregadas de longo intervalo como as da WF e de seus componentes, foi realizada pelo método de Tukey (RUXTON; BEAUCHAMP, 2008), que é menos sensível a valores extremos, já que usa quartis para delimitar a região de normalidade (Equação 7). Lin, Khade e Li (2012) advertem que o método de Tukey é vulnerável a Séries temporais com acentuada variação e ciclicidade, uma vez que a diferença entre os quartis (Q3 – Q1), chamada de IQR (Inter Quartile Range) pode permanecer

artificialmente inalterada. Toda via, o teste de Mann-Kendall (ANDERSON, 1994) não revelou ciclicidade estatisticamente significativa, o que possibilita o emprego do método de Tukey para a detecção outliers.

$$\text{Upper and Lower Limit} = \{(Q3 - Q1) * 1,5\} \pm \mu \quad (7)$$

Onde: Q3 é o quartil 3, Q1 é o quartil 1 e  $\mu$  é a média da série temporal do período de estudo.

O tratamento dos outliers foi realizado por substituição do valor observado por um clusterizado pela média ponderada entre os três anos anteriores (MELO; CASTRO, 2013; OSBORNE; OVERBAY, 2004), conforme a proximidade do ano anterior, descrito na equação 8. Esse procedimento não foi efetuado no outlier do componente verde da WF da soja em 2016, pois de acordo com dados do INPE (2018), esse foi o único ano do período estudado em que ocorreu o fenômeno El Niño e, conseqüentemente, a maior estiagem da região nos vinte anos analisados.

$$X_e = (5(X1) + 3(X2) + 2(X3)) / 10 \quad (8)$$

Onde:  $X_e$  = valor imputado;  $X1$  = valor mais próximo;  $X2$  = 2º valor mais próximo;  $X3$  = 3º valor mais próximo.

A significância estatística das tendências temporais foi verificada pelo método de Mann-Kendall (ANDERSON, 1994) com tendência positiva (MK +) ou negativa (MK -) e o grau de significância ( $MK > 1,96$ ). O teste Mann-Kendall é muito popular devido a sua grande capacidade de detectar padrões de autocorrelação temporal em Séries temporais anuais. As duas principais vantagens desse método são que ele não requer distribuição normal dos dados e é pouco influenciado por mudanças abruptas ou séries não homogêneas (MODARRE; SADEGHI, 2018).

### 3.4 – Resultados

A média dos vinte anos de consumo de água verde para a produção de soja na delimitação territorial desse estudo foi de  $1409 \pm 201 \text{ m}^3/\text{t}$ . Sua variabilidade interanual ( $CV = 14,3\%$ ) foi média, embora picos de consumo tenham ocorrido nas safras de 2002 e 2016. A curva de tendência da série temporal ( $R^2 = 0,55$ ;  $p < 0,05$ ), revelou traços de ciclicidade e redução significativa ( $MK = -72$ ;  $p < 0,05$ ) de consumo do componente verde no período estudado, mesmo que o ano de 2016 tenha apresentado o segundo maior pico de consumo registrado no período (Fig. 3.2A). Como o IQR ( $249,9 \text{ m}^3/\text{t}$ ) representou cerca de 18% da média desse componente, os limites superior e inferior ( $1784 \text{ m}^3/\text{t}$  e  $1034 \text{ m}^3/\text{t}$ , respectivamente) determinaram uma amplitude reduzida. Dessa forma, as médias anuais de 2017 e 2018 foram identificadas como outliers. Nesse sentido, verifica-se que houve significativo aumento de produtividade no uso desse componente no período estudado, com redução média de  $32,5 \text{ m}^3/\text{t}$  por ano.

O componente azul da WF da soja nas áreas de recente expansão agrícola do Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil apresentou redução média de aproximadamente  $5,95 \text{ m}^3/\text{t}$ . O maior valor registrado ( $1558 \text{ m}^3/\text{t}$ ) no período ocorreu na safra do ano 2000 e o menor ( $1410 \text{ m}^3/\text{t}$ ) em 2016 (Fig. 3.2B). O consumo médio de água proveniente de irrigação ( $1488 \text{ m}^3/\text{t}$ ) nessas áreas teve pouca variabilidade interanual ( $CV = 3,24\%$ ), com uma amplitude de  $171 \text{ m}^3/\text{t}$  no período.

Nenhum outlier foi identificado em decorrência do baixo IQR ( $77,1 \text{ m}^3/\text{t}$ ), que representou apenas 5,18% da média desse componente. Dessa forma, apesar de os limites superior e inferior ( $1604 \text{ m}^3/\text{t}$  e  $1373 \text{ m}^3/\text{t}$ , respectivamente) determinarem reduzida amplitude de normalidade, nenhuma média anual extrapolou esses limites. Assim, considerando o ajuste polinomial da curva de tendência interanual ( $R^2 = 0,81$ ;  $p < 0,01$ ), verificou-se que, apesar da baixa variabilidade, houve redução significativa ( $MK = -114$ ;  $p < 0,01$ ) do componente Azul no período (Fig. 3.2B).

A WF cinza apresentou média interanual bruta de  $122 \pm 25 \text{ m}^3/\text{t}$  e maior variabilidade ( $CV = 16,75\%$ ) em relação demais componentes, no período estudado. Constatou-se que houve aumento significativo da quantidade de água necessária para diluir os resíduos de fosforo aplicados nas lavouras de soja no período estudado ( $MK = +66$ ;  $p < 0,05$ ). A curva de tendência ( $R^2 = 0,40$ ;  $p < 0,05$ ) revelou que, apesar da grande variação, a média de aumento desse componente foi de  $0,3 \text{ m}^3/\text{t}$  ao ano e houve marcada ciclicidade. Dessa forma, o volume de água necessário para proteger os recursos hídricos dessas áreas subiu de  $99 \text{ m}^3/\text{t}$  em 2003 para  $152 \text{ m}^3/\text{t}$  em 2013 (Fig. 3.2C).

Observou-se picos de consumo nos anos civis de 2012 e 2016, sendo a cinza WF desses anos estimada em 201 e 163 m<sup>3</sup>/t, respectivamente. Houve também uma queda anormal da taxa de aplicação em 2009. O valor do IQR (18,6 m<sup>3</sup>/t) representou cerca de 15,3% da média ajustada da Gray WF, sendo os valores dos limites superior e inferior iguais a 149 m<sup>3</sup>/t e 122 m<sup>3</sup>/t, respectivamente. Assim, as médias anuais de 2003, 2009, 2012 e 2016 (Fig. 3.2C) extrapolaram esses limites e foram classificadas como outliers. Contudo, apenas as de 2009 e de 2012 afetaram significativamente a média interanual, sendo necessário tratá-los de forma que seus valores foram imputados para que uma nova média interanual fosse estimada (119 m<sup>3</sup>/t).

Em relação as temperaturas médias e a precipitação efetiva do período de plantio da soja nas áreas de recente expansão agrícola no Cerrado, pouca variabilidade foi observada, com amplitude térmica interanual de 3°C, aproximadamente (Fig. 3.2D). Verifica-se também que a média interanual que era de 26,7°C entre 1998 e 1999 aumentou para 28,8°C entre 2015 e 2016. Já a precipitação efetiva apresentou redução gradual de aproximadamente 11,4 mm por ano até a safra 2015/2016, recuperando-se a partir de então.

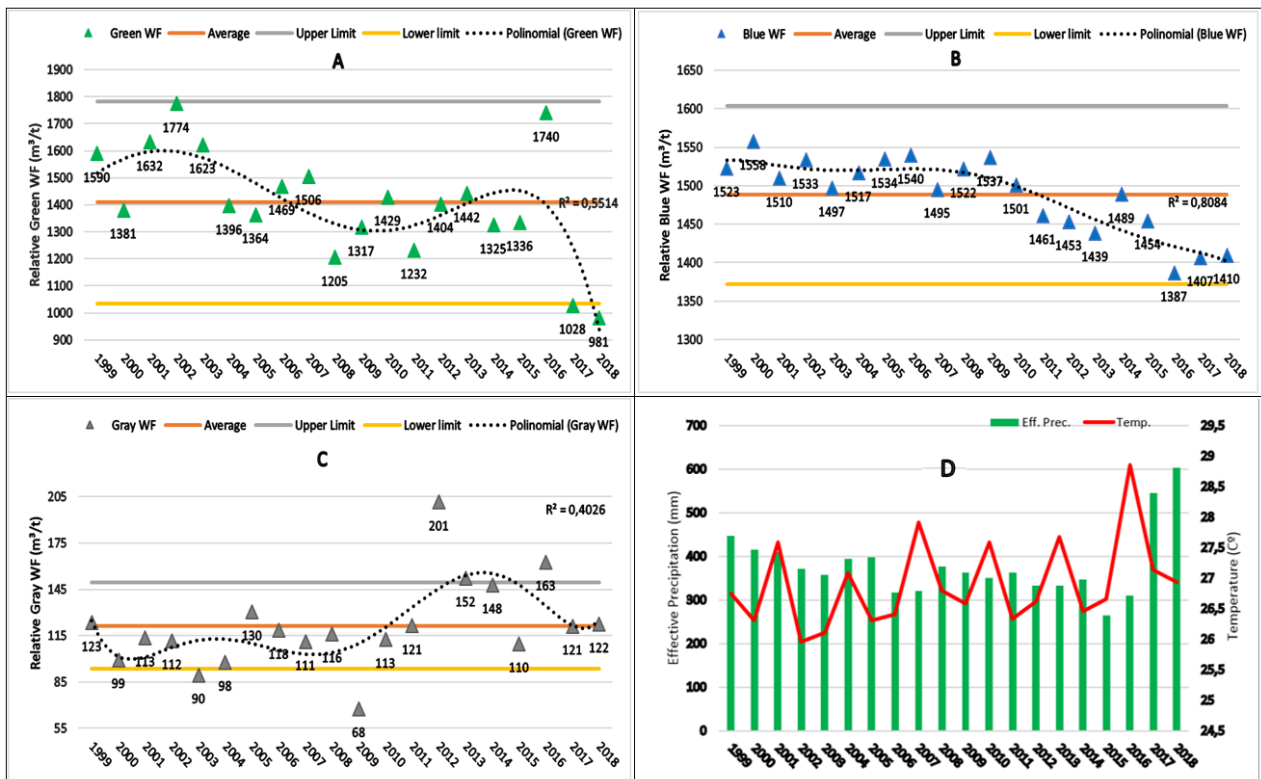


Figura 3.2. Valores médios anuais dos componentes verde (A), azul (B) e cinza (C) da Pegada Hídrica, bem como das temperaturas e precipitações efetivas (D) dos meses de cultivo da soja na área delimitada para esse estudo.

A variação interanual da RWF dos cultivos apresentou amplitude de aproximadamente 1.860 m<sup>3</sup>/t e a oscilação entre os valores máximos e mínimos foi dependente do ano e do local de produção (Fig. 3.3C). Dessa forma, os estados do Tocantins e Piauí apresentaram o menor e o maior percentual de variação de consumo interanual de água (Tabela 3.1), respectivamente, para produzir uma tonelada de soja. Os valores estimados para a RWF dos cultivos sequeiros (Fig. 3.3A) se revelaram inferiores a média global de aproximadamente 1800 m<sup>3</sup>/t (ZHUO et al., 2016; CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2011; ERCIN et al., 2011) em 90% da série temporal, embora os picos de consumo dos anos de 2002 e 2016, superando-a. Nesse sentido, a Bahia e o Piauí excederam o valor de 2.700 m<sup>3</sup>/t em 1999 e 2016, respectivamente, sendo que em 2016, apenas o Tocantins não ultrapassou a marca dos 2000 m<sup>3</sup>/t (Fig. 3.3C).

Tabela 3.1: Pegada Hídrica Relativa (m<sup>3</sup>/t) média da produção de soja no período de 1999 a 2018.

	TO	BA	MA	PI	Região
Média*	1403,9A	1747,5B	1574,8B	1592,1B	1579,6
SD	198,5	397,2	221,7	414,3	345,4
CV (%)	14,0	22,8	14,1	26,1	21,9
MIN	916,8	1159,5	1089,1	1156,1	916,8
MAX	1691,1	2776,8	2060,2	2736,2	2776,8

Note. Letras distintas representam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

As médias interanuais do consumo de água para atender as demandas da produção de soja não irrigada e irrigada (Fig. 3.3A e 3.3B), considerando a delimitação territorial desse estudo, foram de  $1559 \pm 207$  m<sup>3</sup>/t e  $1637 \pm 39$  m<sup>3</sup>/t, respectivamente. A variabilidade interanual apresentou diferença substancial entre os cultivos irrigados (CV = 2,39%) e não irrigados (CV = 13,3%), sendo baixa entre os primeiros e média entre os segundos. A curva de tendência da série temporal ( $R^2 = 0,51$ ;  $p < 0,05$ ) da RWF dos cultivos não irrigados, revelou traços de ciclicidade e redução significativa (MK = -64;  $p < 0,05$ ) no período estudado (Fig. 3.3A), com decréscimo médio de 31 m<sup>3</sup>/t por ano. Com IQR de 274,5 m<sup>3</sup>/t e limites superior e inferior de 1970 m<sup>3</sup>/t e 1147 m<sup>3</sup>/t, respectivamente, a RWF dos cultivos não irrigados apresentou apenas um outlier, em 2018, que não afetou significativamente a média interanual.

Já a RWF dos cultivos irrigados não revelou traços de ciclicidade e nem de outliers, uma vez que a baixa variabilidade interanual (CV = 2,39%) e o IQR de 46,5 m<sup>3</sup>/t determinam pequena amplitude de normalidade, com limites superior e inferior de 1723 m<sup>3</sup>/t e 1553 m<sup>3</sup>/t, respectivamente. Também se observou forte tendência temporal ( $R^2 = 0,79$ ;  $p < 0,01$ ),



estatisticamente significativa ( $MK = -96$ ;  $p < 0,05$ ), de redução, com média de  $4,9 \text{ m}^3/\text{t}$  por ano (Fig. 3.3B).

Verificou-se que a área ocupada com cultivos de soja foi incrementada anualmente em cerca de  $8,99\%$ , de forma contínua, chegando a  $4,13$  milhões de hectares em 2018, o que representa um incremento de  $400\%$  em relação a 1999. Nesse mesmo período, a produção aumentou  $584,4\%$ , o que representa uma elevação média de  $36,9\%$  no rendimento das lavouras de soja. Com isso, o consumo absoluto de água doce (AWF) destinado a essa produção apresentou aumento médio de  $8,81\%$  ao ano, atingindo um crescimento de  $358\%$ . Assim, o valor da AWF que era de  $2,96 \text{ Km}^3$  em 1999, aumentou para  $13,51 \text{ Km}^3$  em 2018 (Fig. 3.3D). Destaca-se o ano de 2016, marcado pela maior AWF ( $15,32 \text{ Km}^3$ ) e o recorde em queda produção ( $31\%$ ), em relação ao ano anterior (IBGE, 2019).

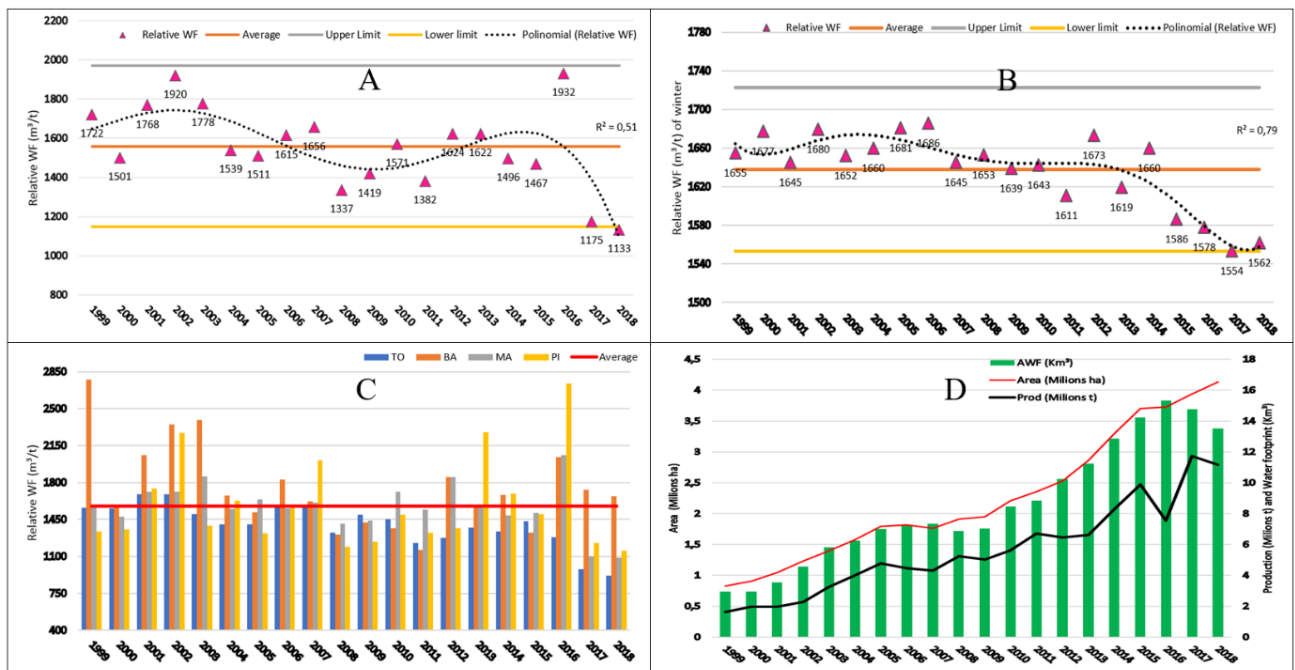


Figure 3.3. Médias anuais da RWF não irrigada (A), irrigada (B) e geral conforme cada Unidade Federativa (C), assim como, AWF, área cultivada e produção de soja (D) na delimitação territorial desse estudo.

A partir dos dados levantados nesse estudo, foi possível elaborar uma matriz de correlações entre as variáveis de influência que podem ser medidas em escalas contínuas: temperatura média, precipitação efetiva, rendimento da safra e RWF (Tabela 3.2). Dessa forma, foi possível constatar que a RWF apresenta associação positiva com a temperatura e negativa com o rendimento da cultura, ou seja, na medida em que as médias anuais de temperatura foram se elevando, o mesmo

ocorreu com a RWF e, na medida em que a precipitação reduz, a RWF se eleva e o rendimento da cultura declina.

Tabela 3.2. Matriz de Correlações entre Temperatura (TEM), precipitação Efetiva (PRE), Rendimento da Safra (RES), Área Plantada de Soja (APS) e Pegada Hídrica Relativa (RWF).

	TEM	PRE	RES	RWF
PRE	-0,78*	1	---	---
RES	-0,03	-0,07	1	---
RWF	0,58*	-0,43*	-0,78*	1
APS	0,87*	-0,77*	0,16	0,42

\* significativo ao nível mínimo de  $p < 0,05$ .

### 3.5 - Discussão

A WF é um importante indicador da eficiência produtiva e ambiental no que se refere ao uso da água doce (HOESKTRA, 2017). Embora, os componentes de maior influência para a diminuição da WF ainda não estejam definidos (LU et al., 2016; XU et al., 2015; ERCIN et al., 2011; CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2011), a combinação de elevadas temperaturas com precipitações efetivas reduzidas (Fig. 3.2D) e mal distribuídas, no tempo e no espaço podem resultar em maiores taxas de evapotranspiração, que é um dos componentes mais relevantes do cálculo que estima a WF verde e azul (MEKONNEN; HOEKSTRA, 2011). Nesse sentido, estudos de Moura et al. (2019) e Ismael Filho et al. (2015) constataram que a temperatura média e a umidade relativa do ar são as variáveis climáticas que mais exercem influência sobre a evapotranspiração das culturas e as correlações entre essas variáveis são estatisticamente significativas, como registrado na Tabela 3.2 desse estudo.

A soja, assim como mais de 90% das plantas do planeta, incluindo o feijão, o arroz, o trigo, e o milho, é um vegetal que produz um composto de três carbonos conhecido como ácido fosfoglicérico (3-PGA) durante os processos de fixação do CO<sub>2</sub> atmosférico. Essas plantas são denominadas C<sub>3</sub> e, quando submetidas a altas temperaturas, reduzem a abertura dos seus estômatos. Considerando que as plantas C<sub>3</sub> podem perder até 97% da água absorvida pelo sistema radicular através da transpiração, o fechamento dos estômatos configura um mecanismo de defesa diante de temperaturas elevadas. Isso reduz a transpiração e, conseqüentemente, a umidade do ar próximo as plantas. Isso pode contribuir para elevação da temperatura do ar, formando um ciclo de retroalimentação que reduz a umidade e aumenta, ainda mais, a temperatura do ar junto as

plantações (COE et al., 2017; NÓIA JÚNIOR et al., 2018; PIZOLATO NETO, 2019; SPERA et al., 2016; STORK et al., 2016)

Elevações das temperaturas médias e as reduções das taxas de chuvas (Fig. 3.2D) durante as últimas décadas nas regiões Norte e Nordeste do Brasil vem sendo constatadas (NÓIA JÚNIOR et al., 2018; SANTOS et al., 2019; SILVÉRIO et al., 2015) e são intensificadas em anos de ocorrência do fenômeno El Niño - Oscilação do Sul (ENSO). Recentes Análises temporais da distribuição de chuvas no Brasil concluíram que nos anos-safra de 2001/2002 e 2015/2016 foram registradas as menores taxas de precipitação para o período entre 2000 e 2016, devido à intensificação do ENSO que causou valores de precipitação mais baixos do que a média histórica nesses anos (NÓIA JÚNIOR; SENTELHAS, 2019; INPE, 2018; BATTISTI et al., 2017; ROSSATO et al., 2017). Concomitantemente a isso, a produtividade média dos cultivos de soja no Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil também apresentou os menores valores do período nos anos-safra de 2002 e 2016, ou seja, 1879 e 1795 kg/ha, respectivamente (IBGE, 2019).

Quando o quantitativo de chuva é inferior à AWF (Fig. 3.2D e Fig. 3.3D), em um período específico, ocorre um débito para o período seguinte. Esse débito teórico pode afetar a recarga dos aquíferos e a disponibilidade de água para a diluição de produtos agroquímicos empregados na produção. Nesse caso, poderá haver um resultado cumulativo ao longo do tempo, gerando um saldo negativo crescente de água. Especialmente no Cerrado, onde o tempo de residência da água no subsolo é um fator importante para a manutenção de diversos cursos d'água durante os meses de maio a outubro, ainda que a produtividade não fosse afetada significativamente, a insuficiência de água para satisfazer as necessidades crescentes da GWF para depurar os resíduos, aumentaria o risco de um desastre ambiental.

O termo desastre é comumente associado a terremotos, tsunamis, erupções vulcânicas, ciclones e furacões, deslizamentos, inundações, subsidências e erosão. Contudo, os danos e prejuízos difusos causados pelo desmatamento e uso abusivo de agrotóxicos e fertilizantes agrícolas podem ser considerados desastres, uma vez que seus efeitos são incalculáveis e de difícil restituição. Isso é visível quando se tenta analisar os casos agudos e crônicos notificados de intoxicação de produtores e consumidores ou o surgimento de pandemias como a Covi-19. A contaminação ambiental difusa nos ecossistemas que provoca perda de biodiversidade e difusão de vírus e bactérias letais aos seres humanos e demais animais (CASAGRANDE, 2018; CEPAL, 2020; CUETO, 2020; PORTO; SOARES, 2012; TOMINAGA; SANTORO; AMARAL, 2015).

Estudos recentes (NÓIA JÚNIOR; SENTELHAS, 2019; BATTISTI et al., 2017) avaliaram a influência do ENSO nas variabilidades espaciais e temporais da cultura da soja e constataram que esse fenômeno afeta negativamente o rendimento dessa cultura nas regiões Norte e Nordeste do Brasil. Nesse contexto, a combinação de fatores adversos favoreceu os picos de RWF da produção de soja não irrigada no Cerrado nessas regiões em 2002 e 2016 (Fig. 3.3A), principalmente em razão da elevação do green WF (Fig. 3.2A) decorrente de maiores déficits hídricos.

O aumento da temperatura média do ar pode estar relacionado com a própria atividade agropecuária (Tabela 3.2), que acelera os processos de aquecimento local e afeta o mesoclima, alterando a intensidade e distribuição das chuvas e, conseqüentemente, do teor de umidade nos solos (COE et al., 2017; GOSLING et al., 2011; MANFRON; CARON, 2013). Oliveira Ivo et al. (2019) demonstraram que os padrões temporais e espaciais de temperaturas no Cerrado são decorrentes da precipitação, atividades antropogênicas e pelo próprio ciclo fenológico da vegetação. Dessa forma, quando a soja apresenta grande índice de área foliar, as temperaturas nas áreas destinadas as lavouras tendem a ser menores. Silvério et al. (2015) mostraram que as temperaturas das terras cultivadas e de pastagem no norte do Brasil eram superiores às florestas, sendo que o desmatamento ocorrido entre 2000 e 2010 levou a um aumento de 0,3°C na temperatura da bacia avaliada, além do aumento de 1,7°C que ocorreu devido ao desmatamento anterior ao ano 2000.

Outro mecanismo de controle de temperaturas e umidade do solo no Cerrado está relacionado ao sistema radicular da vegetação natural que atinge camadas mais profundas comparado ao dos cultivos. Trata-se de um mecanismo natural de distribuição da radiação que diminui o calor latente e aumenta os fluxos de calor sensível (LATHUILLIÈRE et al., 2016; MANFRON; CARON, 2013), além de permitir maior percolação das águas precipitadas durante o período chuvoso para abastecer adequadamente os reservatórios subterrâneos que garantem o fluxo hídrico nos rios da região durante o período de escassez de água (REICHARDT; TIMM, 2016; STRASSBURG et al., 2017). Esse mecanismo natural pode ser afetado pela expansão das áreas agrícolas (Fig. 3.3D) e suas mudanças podem ter conseqüências importantes nas temperaturas da superfície (Fig. 3.2D).

A variabilidade temporal e espacial das precipitações configura um aspecto marcante na caracterização do clima do território brasileiro e a irregularidade das chuvas é um fator relevante para o planejamento da produção agrícola que depende, em grande parte, da taxa de umidade do

solo durante o crescimento vegetativo das culturas (MARENGO; ALVES, 2016). Dessa forma, as mudanças intra e interanuais das condições ambientais, resultantes da sazonalidade dos períodos de chuva e seca no Cerrado e da influência da alternância entre os fenômenos La ninã e El ninõ refletem na quantidade de água doce disponível para manter a produção agrícola (CURADO et al., 2014). Além disso, o surgimento de epidemias de pragas também pode colaborar para a queda de rendimento das culturas, elevando a RWF. A safra de 2001/2002, por exemplo, foi marcada pela expansão da ferrugem asiática em 60% das regiões produtoras de soja no Brasil, provocando perdas substanciais no desempenho das lavouras (YORINORI, 2006).

Com relação a azul WF, poucos são os estudos disponíveis que envolvem a soja irrigada e eles são desenvolvidos principalmente na China e Europa (HOEKSTRA, 2016; NUNES et al., 2016). Na China, principal comprador internacional da soja produzida no Cerrado brasileiro, Cao et al. (2015) quantificaram o uso e a produtividade da água em diversas províncias em relação à produção de grãos e constataram que 67% das fazendas eram irrigadas e utilizaram 68% da água doce nacional. Lu et al. (2016) estudaram as mudanças na eficiência do uso da água e na WF da produção de grãos na China, num período de 34 anos, e constataram que a WF azul apresentou redução de 43% entre 1980 e 2014. Embora as condições climáticas da China sejam muito diferentes das do Cerrado brasileiro, o estudo de Lu et al. (2016) mostrou que o uso excessivo de água na irrigação ocorreu mais por questões técnicas do que por sazonalidade e eventos climáticos. Corroborando com esses achados, outros estudos realizados na China e Europa sobre o componente azul da WF (ZHUO et al., 2016; CAO et al., 2015; XU et al., 2015; CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2011) demonstram que o componente azul da WF apresenta tendência a redução devido ao desenvolvimento de tecnologias mais eficientes de aproveitamento da água. Os resultados encontrados nesse estudo são compatíveis (Fig. 3.2B) com os estudos citados.

A soja irrigada nas áreas de recente expansão agrícola no Cerrado é cultivada no período de seca e visa o fornecimento de sementes para a safra de verão (CONAB, 2019; IBGE, 2019, EMBRAPA, 2016). É importante acrescentar que essas sementes são produzidas na época do vazio sanitário – período da entressafra, em que fica proibida a presença de plantas vivas de soja, exceto para a produção de sementes (TOCANTINS, 2016; MARANHÃO, 2011) e para pesquisa científica (BAHIA, 2017). Para esses cultivos, a irrigação é fundamental, uma vez que eles são realizados durante o outono-inverno no hemisfério sul, caracterizado pela falta de chuvas na região estudada.

Ainda assim, nos anos em que há escassez de chuvas, há maior necessidade de irrigação, o que pode explicar, em parte, a variação dos valores do componentes azul da WF durante a ocorrência desses fenômenos climáticos (CAPELLESSO et al., 2016; PFISTER et al., 2014; ARBUCKLE et al., 2013; CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2011;). Embora a área ocupada com o cultivo da soja irrigada não ultrapasse 2% do total (IBGE, 2019), a Bahia é um dos quatro estados que juntos concentram cerca de 80% da área irrigada no país (ANA, 2016). Segundo estudo realizado pela Agência Nacional das Águas (ANA, 2016), havia na região de recente expansão agrícola no Cerrado cerca de 1.535 pivôs centrais de irrigação, tecnologia essa que apresenta limitações em questão de economia de consumo de água.

Embora muitos fatores adversos tenham ocorrido no período estudado, tanto a RWFs quanto a RWF<sub>i</sub> apresentaram tendência significativa a redução (Fig. 3.3A e Fig. 3.3B). Isso ocorreu, principalmente, devido ao aumento do rendimento médio das culturas nos solos pobres do Cerrado (IBGE, 2019). O aumento de produtividade nessas áreas ocorreu pelo emprego de um pacote tecnológico (FIGUEIREDO, 2016) que permitiu produzir plantas mais resistentes a escassez hídrica (MÜLLER et al., 2018; BATTISTI et al., 2017), ao elevado uso de agrotóxicos e fertilizantes (BATTISTI; SENDELHAS, 2017; BATTISTI et al., 2017; CAIRES et al., 2017; CARNEIRO et al., 2016) e as melhores técnicas agrícolas (BATTISTI; SENDELHAS, 2018; BATTISTI et al., 2018; BOTTEGA, 2013).

Entre os componentes da RWF, a Cinza WF foi o único apresentou aumento significativo no decorrer do tempo (Fig. 3.2C). Isso pode ter ocorrido pelo fato de grande parte do incremento de área destinada ao cultivo de soja no Cerrado do Norte e do Nordeste do Brasil provenha da conversão de pastagens em campos de cultivo agrícola, o que requer práticas de plantio direto e suplementação (FAVARETO et al., 2018; CAIRES et al., 2017; CARNEIRO et al., 2016; BOLFE et al., 2016). Além disso, os solos dessa região são naturalmente pobres, sendo a correção e fertilização com gesso e fosforo necessária para tornar os solos menos ácidos e mais produtivos (CARNEIRO et al., 2016; BOTTEGA et al., 2013). Considerando que tem sido o fósforo é um dos principais indicadores utilizados para estimar a cinza WF (AYALA et al., 2016; FRANKE et al., 2013; ERCIN et al., 2011), o aumento desse componente da RWF é consistente na medida em que há expansão de áreas agrícolas no Cerrado.

O consumo relativo de água para produzir soja por unidade de tonelada não apresentou grande variabilidade temporal e tendeu a reduzir na medida em que houve elevação da

produtividade (Fig. 3.3 A e Fig. 3.3B), mesmo diante do aumento de temperatura e utilização de fertilizantes (Fig. 3.2D e Fig. 3.2C). Nesse sentido, a variabilidade interanual da cultura detectada nesse estudo foi similar a identificada na literatura nacional e internacional (AYALA et al., 2016; ZHUO et al., 2016; ERCIN et al., 2011; CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2011; ALDAYA et al., 2010; CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2004). Toda via, a variabilidade espacial foi muito acentuada (Tabela 3.1 e Fig. 3.3C) e compatível com o estudo de Favaretto et al. (2019), que mapeou os municípios de alta e baixa produtividade de soja na mesma delimitação territorial desse estudo.

Esse resultado sugere que o consumo de água para produzir soja nas recentes áreas de expansão agrícola do Cerrado do Norte e Nordeste do Brasil tem seguido tendências internacionais. Zhuo et al. (2016), por exemplo, mostraram decréscimo na RWF média da produção de soja de 4395 m<sup>2</sup>/t, em 1978, para 2134 m<sup>2</sup>/t, em 2008, motivado essencialmente pela racionalização da aplicação de agrotóxicos e irrigação, o que reduziu os componentes Cinza e Azul da WF, respectivamente. Outros estudos conduzidos na China, França, Canadá e Argentina (LU et al., 2016; ZHUO et al., 2016; CAO et al., 2015; XU et al., 2015; ERCIN et al., 2011; CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2011) reforçam a tendência global de redução da RWF.

Os estudos na China constataram uma variação sazonal na RWF da produção de grãos, em resposta às flutuações dos principais fatores climáticos (temperatura e precipitação efetiva) e dos fatores técnicos como insumos agrícolas e técnicas de cultivo (LU et al., 2016; XU et al., 2015). Todavia, as correlações entre o tamanho da área de plantio e temperatura e precipitação (Tabela 3.2), são preocupantes, pois o Cerrado brasileiro apresenta grande vulnerabilidade às mudanças climáticas (SILVA 2013; STRASSBURG et al. 2017).

O aumento contínuo de áreas destinadas a essa cultura resulta em maiores demandas absolutas de água doce (Fig. 3.3D). Essa demanda aumentada e somada a redução das precipitações na região (Fig. 3.2D), pode resultar em risco a sustentabilidade dessa cultura, já que a quantidade de água disponível para atender todas as necessidades dessa produção tende a se tornar insuficiente (TITO et al., 2018; LENG et al., 2015; HOEKSTRA et al., 2011; CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2011).

### 3.6 – Conclusões

A análise dos componentes da RWF revelou que a Pegada Verde e a Pegada Azul apresentaram alteração estatisticamente significativa com redução acentuada enquanto a pegada Cinza teve aumento significativo, mas não suficiente para elevar a RWF. Assim, tanto a RWF irrigada como não irrigada apresentaram queda significativa no período. Os quatro estados que compõem a delimitação territorial desse estudo apresentaram baixas e médias variabilidades temporais em suas RWF e apenas o Tocantins apresentou valor significativamente inferior aos demais.

As variáveis climáticas tiveram grande influência sobre comportamento da RWF, uma vez que se constatou aumento de temperatura média e queda de volume da precipitação efetiva na região, no período estudado. Ademais, o aumento da área total destinada ao cultivo de soja apresentou forte associação positiva com o aumento das médias anuais de temperatura e negativa com o volume de precipitação efetiva nessas áreas. Soma-se isso, ao aumento contínuo registrado na AWF decorrente da expansão das áreas de cultivo, o risco ambiental e produtivo da região torna-se inequívoco.



### 3.7 – Referências

- ALDAYA, M.M. et al. Strategic importance of green water in international crop trade. *Ecological Economics*, v. 69, n. 4, p. 887–894, February 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.001>
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Levantamento da agricultura irrigada por pivôs centrais no Brasil**. Brasília, DF: ANA, 2016. Disponível em: <http://metadados.ana.gov.br/geonetwork>
- ANDERSON, T. W. **The Statistical Analysis of Time Séries**. New York: Wiley & Sons, 1994. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9781118186428>
- ANDREEA, E.S. et al. Water footprint assessment in the winemaking industry: a case study for a Romanian medium size production plant. **Journal of Cleaner Production**, v. 43, p. 122-135, March 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.11.051>
- ARAÚJO, M.L.S. et al. Spatiotemporal dynamics of soybean crop in the MATOPIBA region, Brazil (1990–2015). **Land Use Policy**, v. 80, p. 57-67, January 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.040>
- ARBUCKLE, J. G. et al. Farmer beliefs and concerns about climate change and attitudes toward adaptation and mitigation. **Climatic Change**, v. 118, p. 551–563, June 2013. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-013-0700-0>
- AYALA, L.M. et al. Impact of agricultural expansion on water footprint in the Amazon under climate change scenarios. *Science of The Total Environment*, v. 570, p. 1159–1173, November 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.191>
- BAHIA. **Portaria ADAB n°235**. 2017. Dispõe sobre as datas do vazão sanitário, plantio e colheita da soja no Estado da Bahia. Salvador, Brasil. Disponível em: <http://aiba.org.br/wp-content/uploads/2017/08/ADAB-PORTARIA-N.%C2%BA-235-DE-15-DE-AGOSTO-DE-2017.pdf>
- BATTISTI, R. et al. Assessment of soybean yield with altered water-related genetic improvement traits under climate change in Southern Brazil. *European Journal of Agronomy*, v. 83, p. 1-14, February 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.11.004>
- BATTISTI, R.; SENTELHAS, P. C. Improvement of soybean resilience to drought through deep root system in Brazil. **Agronomy journal**, v. 109, p. 1612-1622, May 2017. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.2134/agronj2017.01.0023>
- BATTISTI, R.; SENTELHAS, P. C. Assessment of different gridded weather data for soybean yield simulations in Brazil. **Theoretical Applied Climatology**, v. 135, n. 2, p. 237–247, January 2018. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1007/s00704-018-2383-y>
- BATTISTI, R. et al. Soybean yield gap in the areas of yield contest in Brazil. **International Journal of Plant Production**, v.12, n. 3, p. 159-168, June 2018. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1007/s42106-018-0016-0>

BOCCHIOLA, D. et al. Impact of climate change scenarios on crop yield and water footprint of maize in the Po valley of Italy. **Agricultural Water Management**, v. 116, p. 50–61, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.10.009>

BOLFE, E. L. et al. MATOPIBA em crescimento agrícola Aspectos territoriais e socioeconômicos. **Revista de política Agrícola**, v. 25, n. 4, p. 38-62, 2016. Disponível em: <https://seer.sede.embrapa.br/index.php/RPA/article/view/1202/1025>

BOTTEGA, E. L. et al. Variabilidade espacial de atributos do solo em sistema de semeadura direta com rotação de culturas no Cerrado brasileiro. **Revista Ciência Agronômica**, v. 44 n. 1, p. 1-9, 2013. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/rca/v44n1/a01v44n1.pdf>

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **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. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre>.

CAIRES, E. F. et al. Phosphate fertilization strategies for soybean production after conversion of a degraded pastureland to a no-till cropping system. **Geoderma**, v. 308, p. 120-129, December 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.032>.

CAO, X. et al. An evaluation of the water utilization and grain production of irrigated and rain-fed croplands in China. **Science of Total Environment**, v. 529, n. 1, p. 10-20, 2015. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.050>

CAPELLESSO, A. J. et al. Economic and environmental impacts of production intensification in agriculture: comparing transgenic, conventional, and agroecological maize crops. **Agroecology and Sustainable Food Systems**, v. 40, n. 3, p. 215-236, December 2015. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1080/21683565.2015.1128508?journalCode=wjsa21>.

CARNEIRO, J. S. da S. et al. Diagnóstico da variabilidade espacial e manejo da fertilidade do solo no Cerrado. **Scientia Agraria**, v. 17, n. 3, p. 38-49, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5380/rsa.v17i3.50096>

CASAGRANDE, A. **Índice agroambiental para avaliar o uso de agrotóxicos (IAA) no Estado do Paraná**. Tese (Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Sociedade). Curitiba: Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2018.

CAZCARRO, I. et al. The water footprint of tourism in Spain. **Tourism Management**, v. 40, p. 90-10, February 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tourman.2013.05.010>.

CEPAL - Comisión Económica para América Latina y el Caribe. **La Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible en el nuevo contexto mundial y regional: escenarios y proyecciones en la presente crisis**. Santiago: LC/PUB, 2020. Disponível em: <https://repositorio.cepal.org/handle/11362/45336>

CHAPAGAIN, A.K; HOEKSTRA, A.Y. **Water footprints of nations**. Value of Water Research Report Series 16. UNESCO-IHE. Delft, the Netherlands, 2004. Disponível em: <https://waterfootprint.org/en/resources/publications/value-water-research-report-series-unesco-ihe/>

CHAPAGAIN, A.K; HOEKSTRA, A.Y. The blue, green and grey water footprint of rice from production and consumption perspectives. **Ecological economics**, v. 70, p. 749 –758, February 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.11.012>

COE, M. T. et al. The Forests of the Amazon and Cerrado Moderate Regional Climate and Are the Key to the Future. *Tropical Conservation Science*, v. 10, Special Issue: Commercial Agriculture in Tropical Environments, p. 1-6, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/1940082917720671>

CONAB. COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da safra brasileira de grãos**. Brasília: CONAB, 2018. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/>

CUETO, M. **El regreso de las epidemias**: Salud y sociedad en el Perú del siglo XX. 2ª Ed. Lima: IEP, 2020.

CURADO, L. F. A. et al. Inter Seasonality of the Energy Fluxes in Brazilian Savana-Mato Grosso-Brazil. *Atmospheric and Climate Sciences*, v. 4, p. 219-230, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.4236/acs.2014.42025>

ERCIN, A.E. et al. Corporate water footprint accounting and impact assessment: the case of the water footprint of a sugar-containing carbonated beverage. *W. Water Resources Management*, v. 25, n. 2, p. 721–741, October 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9723-8>

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Cropwat 8.0 model**. 2010. Disponível em: [www.fao.org/nr/water/infores\\_databases\\_cropwat.html](http://www.fao.org/nr/water/infores_databases_cropwat.html)

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Agrícola Perspectives**, 2016-2025. Paris: OECD Publishing, 2016. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1787/agr\\_outlook-2016-es](http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2016-es).

FAVARETO, A. et al. Há mais pobreza e desigualdade do que bem estar e riqueza nos municípios do MATOPIBA. **Revista NERA**, v. 22, n. 47, p. 348-381, 2019. Disponível em: <http://revista.fct.unesp.br/index.php/nera/article/view/6275>

FERNANDES, F. B. P. et al. Efeito de manejos do solo no déficit hídrico, trocas gasosas e rendimento do feijão-de-corda no semiárido. **Rev. Ciênc. Agron.**, v. 46, n. 3, p. 506-515, Setembro 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20150032>

FIGUEIREDO, P.N. New challenges for public research organisations in agricultural innovation in developing economies: evidence from Embrapa in Brazil's soybean industry. **The Quarterly Review of Economics and Finance**, v. 62, p. 21–32, November 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.qref.2016.07.011>

CARNEIRO FILHO, A. C.; COSTA, K. **A expansão da soja no Cerrado**: Caminhos para a ocupação territorial, uso do solo e produção sustentável. Projeto Iniciativa para o Uso da Terra – INPUT. São Paulo: Agroicone, 2016. Disponível em [https://www.inputbrasil.org/wp-content/uploads/2016/11/A-Expans%C3%A3o-da-Soja-no-Cerrado\\_Agroicone\\_INPUT.pdf](https://www.inputbrasil.org/wp-content/uploads/2016/11/A-Expans%C3%A3o-da-Soja-no-Cerrado_Agroicone_INPUT.pdf)

ISMAEL FILHO, A. et al. Influência das variáveis climáticas sobre a evapotranspiração. *Gaia Scientia*, v. 9, n. 1, p. 62-66, Abril 2015. Disponível em: <https://periodicos.ufpb.br/ojs2/index.php/gaia/article/view/24072>

FRANKE, N.A. et al. **Grey water footprint accounting: Tier 1 supporting guidelines**. Water Research Report Series n. 65, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands, 2013. Disponível em: [http://waterfootprint.org/media/downloads/Report65-GreyWaterFootprint-Guidelines\\_1.pdf](http://waterfootprint.org/media/downloads/Report65-GreyWaterFootprint-Guidelines_1.pdf)

GARCÍA MORILLO, J. et al. Linking water footprint accounting with irrigation management in high value crops. *Journal of Cleaner Production*, v. 87, p. 594–602, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.09.043>

GOSLING, S. N., ARNELL, N. W., LOWE, J. A. The implications of climate policy for avoided impacts on water scarcity. *Procedia Environmental Sciences*, v. 6, p.112-121, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.05.012>

HOEKSTRA, A.Y. A critique on the water-scarcity weighted water footprint in LCA. *Ecological Indicators*, v. 66, p. 564–573, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.026>

HOEKSTRA, A.Y. ; CHAPAGAIN, A.K. ; ALDAYA, M.M. ; MEKONNEN, M.M. **The Water Footprint assessment manual: setting the global standard**. London: Earthscan, 2011. Disponível em: <https://waterfootprint.org/en/resources/publications/water-footprint-assessment-manual/>

HOEKSTRA, A.Y. Water Footprint Assessment: Evolvement of a New Research Field. *Water Resources Management*, v. 231, p. 1–21, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1618-5>

IBAMA. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. **1º Relatório semestral de agrotóxicos, 2017**. Disponível em: <https://servicos.ibama.gov.br>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Biomas do Brasil e o Mapa de Vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Solos do Brasil**. - Escala 1:5000.000". Rio de Janeiro: IBGE, 2001. Disponível em: <https://ww2.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/31072003mapasolos.shtm>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Sistema Integrado de Recuperação Automática de dados - SIDRA**, 2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/home/lspa/brasil>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Brasil em números 2019**. Rio de Janeiro: Centro de Documentação e Disseminação de Informações, 2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores de desenvolvimento sustentável Brasil 2017**. Rio de Janeiro: Centro de Documentação e Disseminação de Informações, 2017.

IMAFLORA. Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola. **Evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil (1970-2016)**: setor agropecuário. São Paulo: Observatório do Clima, 2018a.

IMAFLORA. Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola. **Evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil (1990-2016)**: setor de mudanças de uso da terra. São Paulo: Observatório do Clima, 2018b.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**. 2019. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br>

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Sistema Integrado de Dados Ambientais**. Plataforma de Coleta de Dados, 2019. Disponível em: <http://sinda.crn.inpe.br/PCD/SITE/novo/site/index.php>

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Monitoramento do El Niño**. 2018. Disponível em: <http://enos.cptec.inpe.br/>

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate change 2014**: impacts, adaptation, and vulnerability. Part A global and sectoral aspects., 1132 global and sectoral aspects Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report. FIELD, C. B. et al. (ed). Cambridge: Cambridge University Press, 2014a.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate change 2014**: impacts, adaptation, and vulnerability. Part B regional aspects Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report. BARROS, V. R. et al. (ed). Cambridge: Cambridge University Press, 2014b.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2013**: the Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report T F Stocker, t. f. et al. (ed). Cambridge: Cambridge University Press, 2013.

ISO. International Organization for Standardization. **Water Footprint: Principles, Requirements and Guidelines, Environmental Management**, n. 14046, 2014. disponível em: <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14046:ed-1:v1:en>

KONGBOON, R; SAMPATTAGUL, S. The water footprint of sugarcane and cassava in northern Thailand. **Procedia - Social and Behavioral Sciences**, v. 40, p. 451-460, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.03.215>

LATHUILLIÈRE, M. J. et al. A review of green- and blue-water resources and their trade-offs for future agricultural production in the Amazon Basin: What could irrigated agriculture mean for Amazonia? **Hydrol. Earth Syst.Sci.**, v. 20, p. 2179-2194, 2016. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.5194/hess-20-2179-2016>

LENG, G. et al. A modeling study of irrigation effects on global surface water and groundwater resources under a changing climate. **J. Adv. in Model. Earth Syst.**, v. 7, p. 1285–1304, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2015MS000437>.

LEVINE, D. M. et al. **Estatística**: teoria e aplicações. Rio de Janeiro: LTC, 2008.

LIN, J. et al. Rotation-invariant similarity in time series using bag-of-patterns representation. **J. Intellig. Inform. Syst.**, v. 39, n. 2, p. 287-315, October 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10844-012-0196-5>

LIU, J., SAVENIJE, H.H.G., 2008. Food consumption patterns and their effect on water requirement in China. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 12, p. 887 – 898, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/hess-12-887-2008>

LOPES, A.S; GUIMARÃES G.L.R.A, 2016. Career perspective on soil management in the Cerrado region of Brazil. **Advances in Agronomy**, v. 137, p. 1-72, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2015.12.004>

LU, Y. et al. Changes in water use efficiency and water footprint in grain production over the past 35 years: a case study in the North China Plain. **Journal of Cleaner Production**, v. 116, p. 71-79, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w9100785>

MANFRON, P. A; CARON, B. O. **Ambiente agrícola: atmosfera-solo-planta**. livro I. Porto Alegre: Cidadela, 2013.

MARANHÃO. **Portaria AGED Nº638**. Dispõe sobre o estabelecimento de ações de caráter técnico-administrativo e medidas fitossanitárias obrigatórias visando à prevenção, controle e erradicação da Ferrugem Asiática da Soja no Estado do Maranhão. São Luís, Brasil. 2011.

MARENCO, J.A.; ALVES, L.M. Crise hídrica em São Paulo em 2014: seca e desmatamento. **Geosp – Espaço e Tempo**, v. 19, n. 3, p. 485-494, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geosp.2015.100879>.

MEKONNEN, M. M; HOEKSTRA, A. Y. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. **Hydrol. Earth Sys. Sci.**, v. 15, p. 1577-1600, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/hess-15-1577-2011>

MELO, D. C.R; CASTRO, A.R. Uma nova abordagem para detecção de outliers em séries temporais: estudo de caso em consumo de energia na região amazônica. **Proceeding Series of the Brazilian Soc. App. Comput.**, v. 1 n. 1, p. 1951-54, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.5540/03.2013.001.01.0195>

MIRANDA, E.E. et al 2014. **Proposta de delimitação territorial do MATOPIBA**. Nota técnica 1. Campinas: Embrapa. Disponível em: [https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT1\\_DelimitacaoMATOPIBA.pdf](https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT1_DelimitacaoMATOPIBA.pdf).

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Caderno da Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia**. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, 2006. Disponível em: <https://www.yumpu.com/pt/document/read/39982903/caderno-da-regiao-hidrografica-do-tocantins-araguaia-serrano-neves>

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Plano de Ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas: Cerrado**. Brasília: MMA, 2011. Disponível em: [https://www.mma.gov.br/estruturas/201/\\_arquivos/ppCerrado\\_201.pdf](https://www.mma.gov.br/estruturas/201/_arquivos/ppCerrado_201.pdf)



MODARRE, R; SADEGHI, S. Spatial and temporal trends of dust storms across desert regions of Iran. **Natural Hazards**, v. 90, n. 1, p. 101-115, January 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11069-017-3035-8>

MOURA, M. M. et al. Relation of El Niño and La Niña phenomena to precipitation, evapotranspiration and temperature in the Amazon basin. **Sci. Total Environ.**, v. 651, p. 1639-1651, 2019. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.242>

MÜLLER, C. et al. Global patterns of crop yield stability under additional nutrient and water inputs. **PLoS ONE**, v. 13, n. 6, p. e0198748, June 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198748>

NEILL, C. et al. Surprisingly Modest Water Quality Impacts From Expansion and Intensification of Large-Scale Commercial Agriculture in the Brazilian Amazon-Cerrado Region. **Trop. Conserv. Sci.**, v. 10, p. 1–5, August 2017 Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1177/1940082917720669>

NÓIA JÚNIOR, R. D. S ; SENTELHAS, P. C. Soybean-maize off-season double crop system in Brazil as affected by El Niño Southern Oscillation phases. **Agricultural Systems**, v. 173, p. 254-267, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.03.012>.

NÓIA JÚNIOR, R. D. S. et al. Ecophysiology of C3 and C4 plants in terms of responses to extreme soil temperatures. **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, v. 30, p. 261–274, 2018. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1007/s40626-018-0120-7>

NUNES, A.C. et al. Agronomic aspects of soybean plants subjected to deficit irrigation. **Revi. Bras. Eng. Agríc. Amb.**, v. 20, n. 7, p. 654-659, 2016. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n7p654-659>.

OECD/FAO. **Perspectivas Agrícolas 2016-2025**. Paris: OECD Publishing, 2016. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1787/agr\\_outlook-2016-es](http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2016-es)

OLIVEIRA IVO, I. et al. Influência do desmatamento no índice de área foliar e temperatura da superfície no Cerrado mato-grossense. **Nativa**, v. 6, n. 4, p. 364-369, jul./ago. 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.31413/nativa.v6i4.5367>

OSBORNE, J. W; OVERBAY, A. The power of outliers and why researchers should always check for them Pract. **Practical Assessment, Research and Evaluation**, v. 9, n. 6, 2004. Disponível em: <http://pareonline.net/getvn.asp?v=9&n=6>

PETTER, F.A. et al. Potencial ambiental e agrônômico em solos de Cerrado. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.**, v. 16, n. 7, p. 761-768, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662012000700009>.

PFISTER, S; BAYER, P. Monthly water stress: spatially and temporally explicit consumptive water footprint of global crop production. **Journal of Cleaner Production**. v. 73, p. 52 – 62, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.031>

PORKKA, M. et al. Causes and trends of water scarcity in food production. **Environ. Res. Letters**, v. 11, p. 1-12, January 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/1/015001>

PORTO, M. F; SOARES, W. L. Modelo de desenvolvimento, agrotóxicos e saúde: um panorama da realidade agrícola brasileira e propostas para uma agenda de pesquisa inovadora. **Rev. bras. saúde ocup.**, v. 37, n. 125, p. 17-31, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0303-76572012000100004>.

RAN, Y. Freshwater use in livestock production: to be used for food crops or livestock feed? **Agricultural Systems**. v. 155, p. 1-8, July 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.03.008>

REICHARDT, K; TIMM, L. C. **Água e sustentabilidade no sistema solo-planta-atmosfera**. São Paulo: Manole, 2016.

ROSSATO, L. et al. Impact of soil moisture over Palmer Drought Severity Index and its future projections in Brazil. **Braz J. Water Resour.**, v. 22, n. 36, p. 1-16, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.0117160045>

RUXTON, G.D; BEAUCHAMP, G. Time for some a priori thinking about post hoc testing. **Behav. Ecol.**, v. 19, n. 3, p. 690–693, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/beheco/arn020>

SANTOS, J. F. S.; NAVAL, L. P. Spatial and temporal dynamics of water footprint for soybean production in areas of recent agricultural expansion of the Brazilian savannah (Cerrado). **Journal of Cleaner Production**, v. 251, p. e119482, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119482>

SANTOS, J. F. S. et al. Evaluation of the Mark-HadGEM2-ES and Mark-MIROC5 models to Simulate mean Temperatures in the last Agricultural Frontier of the Brazilian Savanna. **Intern. Jour. of Adv. Eng. Res. and Sci.**, v. 6, n. 3, p. 63-72, 2019. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.22161/ijaers.6.3.9>

SILVA, E. B. da. **A dinâmica socioespacial e as mudanças na cobertura e uso da terra no bioma Cerrado**. Tese (Programa de Pós-Graduação em Geografia). Goiânia: Universidade Federal de Goiás, 2013.

SILVA, V. da. et al. Water Footprint and Virtual Water Trade of Brazil. **Water**, v. 8, n. 11, p. 517-529, November 2016. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.3390/w8110517>

SILVÉRIO, D.V. et al. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: the overlooked non-GHG forcing. **Environmental Research Letters**, v.10, n.10, p.104015, 2015. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/10/104015>

SOLÍS-GUZMÁN, J. et al. Methodology for determining the ecological footprint of the construction of residential buildings in Andalusia (Spain). **Ecological Indicators**, v. 25, p. 239-249, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.10.008>

SPERA, S. A. et al. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. **Global Change Biology**, v. 22, p. 3405-3413, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.13298>

STORK, L. et al. **Experimentação vegetal**. Santa Maria: UFSM, 2016.



STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nat. Ecol. Evolution**, v. 1, n. 99, p. 1 – 3, March 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>

SUN, S.K. et al. The virtual water content of major grain crops and virtual water flows between regions in China. **J. Sci. Food Agric.**, v. 93, n. 6, p. 1427-1437, September 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jsfa.5911>

TITO, R. et al. Global climate change increases risk of crop yield losses and food insecurity in the tropical Andes. **Glob. Chang. Biol.**, v. 24, p. 592-602, 2018 . Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1111/gcb.13959>

TOCANTINS, 2016. **Portaria ADAPEC N°164**. Dispõe sobre as medidas e ações de profilaxia e controle da praga “Ferrugem Asiática da soja” (*Phakopsora pachyrhizi*) no Estado do Tocantins e estabelece o Vazio Sanitário para a cultura da soja em todo o Estado do Tocantins. Palmas, Brasil.

TOMINAGA, L. K.; SANTORO, J.; AMARAL, R. **Desastres Naturais: conhecer para prevenir**. 3ª ed. São Paulo: Instituto geológico, 2015.

VOLMER, D; REGAN, H. M; ANDELMAN, S. J. Assessing the sustainability of freshwater systems: A critical review of composite indicators. **Ambio**, v. 45, n. 7, p. 765–780, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0792-7>

XU, Y. t al. 2015. Changes in water footprint of crop production in Beijing from 1978 to 2012: a logarithmic mean Divisia index decomposition analysis. **J. Clean Prod.** v. 87, p. 180-187, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.103>

YORINORI, J.T. Agressiva, ferrugem asiática exige manejo integrado. **Visão agrícola**, n. 5, p. 96-99. Disponível em: <https://www.esalq.usp.br/visaoagricola/sites/default/files/va05-fitossanidade05.pdf>.

ZHUO, L. et al. The effect of inter-annual variability of consumption, production, trade and climate on crop-related green and blue water footprints and inter-regional virtual water trade: A study for China (1978- 2008). **Water Res.**, v. 94, p. 73-85, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.037>

## 4 - DINÂMICA ESPACIAL E TEMPORAL DA PEGADA HÍDRICA DA PRODUÇÃO DE SOJA NA FRONTEIRA AGRÍCOLA DO CERRADO DAS REGIÕES NORTE E NORDESTE DO BRASIL\*

### 4.1 - Highlights

- Séries temporais e Local Moran's I foram usados para revelar a dinâmica espaço-temporal e identificar hotspots de Water footprint (WF) da produção de soja na savana brasileira (Cerrado).
- Houve crescimento da Grey WF, estimada a partir do glifosato, conforme tolerância da União Europeia, e redução da Green WF nos últimos 20 anos, o que estabilizou a média da relative WF.
- Poucos clusters de alta Green WF, Grey WF e Relative WF foram identificados, contudo, descobrimos dois hotspots de Absolute WF para as médias interanuais municipais de duas décadas.
- A Absolute WF cresceu continuamente em decorrência da expansão das áreas produtivas e do aumento desproporcional da taxa de aplicação de glifosato em relação ao rendimento das lavouras.

### 4.2 - Resumo

A agricultura é a atividade produtiva que mais consome água e a soja representa uma das principais fontes globais de alimento. Atualmente, o Brasil é maior exportador mundial de soja e a expansão das áreas destinadas a esse cultivo vem ocorrendo de forma acelerada e consistente, especialmente, nas regiões setentrionais da savana brasileira (Cerrado). O objetivo desse estudo foi analisar a dinâmica espacial e temporal da Pegada Hídrica (WF) da produção de soja na fronteira agrícola do Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil, no período de 1999 a 2018. Por meio do modelo CROPWAT 8,0 estimou a evapotranspiração da cultura a fim de calcular os valores de pegada de água verde (GrWF), pegada de água cinzenta (GWF), pegada hídrica relativa (RWF) e pegada da água absoluta (AWF) em escala municipal, microrregional e regional. A tolerância da União Europeia sobre o glifosato nas águas potáveis foi utilizada para o cálculo da GWF. As técnicas estatísticas de séries temporais, autocorrelação espacial e Indicadores Locais da Associação Espacial (LISA) foram aplicadas. A média interanual do RWF foi estimada em  $3018 \pm 82 \text{ m}^3/\text{t}$ , da GrWF em  $1379 \pm 101 \text{ m}^3/\text{t}$ , da GWF em  $1446 \pm 113 \text{ m}^3/\text{t}$  e da AWF em  $2,38 \text{ km}^3$ . A GWF e a AWF apresentaram tendência crescente devido e foram identificados apenas seis clusters de alta RWF e dois clusters de alta AWF. 57 municípios com alta WF estavam dispersos nas microrregiões próximas à transição do Cerrado com a Caatinga e a Amazônia. O WF da produção de soja nas recentes áreas de expansão agrícola da região do Cerrado apresenta grande variabilidade temporal e espacial entre municípios e microrregiões e a identificação de seus clusters pode auxiliar na tomada de decisão sobre alocação de recursos para projetos sustentáveis como a Agricultura de Baixo Carbono.

**Palavras-chave:** expansão de soja; geostatística; consumo de água.

\*Santos, J. F. S. and Naval, L. P. (2020). Spatial and temporal dynamics of water footprint for soybean production in areas of recent agricultural expansion of the Brazilian savannah (Cerrado). *Journal of Cleaner Production*, 251, 119482. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119482>

### 4.3 - Introdução

O crescimento da economia e da taxa de urbanização de alguns países, especialmente da Ásia, resultou em significativas mudanças no estilo de vida das populações neles residentes, com incrementos no consumo de bens duráveis, energia e alimentos. Além disso, estima-se que até 2030 a população mundial ultrapassará 8,5 bilhões de pessoas e que a maior porção desse crescimento demográfico ocorrerá na China, Índia e Indonésia. Países esses que estarão entre as quatro maiores economias globais nessa época (DESJARDINS; JALAVA *et al.*, 2016; LIU; SAVENIJE, 2008; UNITED NATIONS, 2015; ZALLES *et al.*, 2019).

Esse contexto representa um desafio para a segurança alimentar e energética mundial, uma vez que, se essas tendências atuais forem mantidas, a área agrícola deverá aumentar em cerca de 42 milhões hectares até 2027. Contudo, a limitação de terras agricultáveis permitirá um crescimento de até 10% em escala mundial (FAO, 2018), sendo que, quase metade disso se dará no Brasil e na Argentina. Assim, a América do Sul será a mais importante fonte de expansão agrícola do mundo (FAO, 2018; ROSEGRANT, 2018; XIE., 2019).

Atualmente, a demanda mundial por biocombustíveis e a expansão econômica da china são considerados os principais fatores de crescimento do mercado mundial de produtos agrícolas, especialmente das commodities (MORTAZAVI *et al.*, 2019; SIMIONESCU *et al.*, 2019; UNITED NATIONS, 2019a; UNITED NATIONS, 2019b). O fluxo internacional desses produtos mais que triplicou nas últimas décadas e atingiu US\$ 1,9 trilhão em 2018 (UNITED NATIONS, 2019b). Esse contexto está relacionado com o incremento das práticas de intensificação e expansão agrícola, por meio da conversão do uso e da cobertura dos solos (ZALLES *et al.*, 2019; FAO, 2018).

Algumas regiões, como a África Central, Oriente Médio e extremo oriente, aumentaram substancialmente suas importações de produtos agropecuários vindos da América do Sul, especialmente do Brasil e da Argentina. Simultaneamente, a participação norte-americana nos mercados da Ásia e da Europa apresentou queda substancial entre 1986 a 2007, refletindo a perda de centralidade nas exportações agrícolas (FLACH *et al.*, 2016; LIN; HUANG, 2019; ITC, 2019).

Com abundantes recursos naturais e grande potencial de desenvolvimento agropecuário, a América Latina configura importante elemento estratégico para melhorar a segurança alimentar global. Entre os recursos naturais, a água é o que apresenta maior mobilidade física e virtual por meio do ciclo hídrico natural e do comércio de produtos de alto custo hídrico, respectivamente.

Embora a água virtual seja incorporada em produtos florestais, industriais e de mineração, os maiores volumes de água são consumidos na produção agrícola (ALLAN, 1996; D'ODORICO *et al.*, 2018; MARSTON *et al.*, 2018). O termo água virtual foi apresentado por Allan (1996) ao constatar que a quantidade de água contida fisicamente em um produto é insignificante em relação a quantidade utilizada em sua cadeia de produção. Nesse sentido, conforme Hoekstra *et al.* (2011), a pegada hídrica (WF) representa uma ferramenta que permite quantificar e mapear o consumo de água virtual e o seu impacto sobre os recursos hídricos em todas as etapas da cadeia produtiva, bem como avaliar a sustentabilidade dos modelos de produção.

O principal objetivo deste trabalho foi analisar a dinâmica espacial e temporal da WF da produção de soja [*Glycine max (L.) Merrill*] na fronteira agrícola do Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil, no período de 1999 a 2018, por meio da geoestatística e séries temporais. Considerando que as principais questões ambientais associadas a essa produção são as alterações climáticas locais, a substituição de serviços ecossistêmicos da vegetação nativa em relação à segurança hídrica e o risco de poluição das águas devido a aplicação do herbicida glifosato.

As características espaciais de cada microrregião, como o tipo predominante de solo, as temperaturas médias e a pluviosidade do período analisado foram consideradas. Também, as especificidades do sistema de produtivo local de soja, como o calendário agrícola de cada microrregião, os períodos médios de crescimento dos cultivares de soja mais comuns e a evaporação da cultura. Finalmente, sugestões para reduzir os impactos da WF da produção de soja são fornecidas. Espera-se que este estudo contribua para avaliar a sustentabilidade da produção de soja nas escalas municipal, microrregional e regional no Brasil.

#### 4.4 - Background

A agricultura é o principal consumidor de água doce no mundo, uma vez que exige uso grande quantidade de recursos naturais, notadamente água e solo. Adicionalmente, a aplicação intensa e crescente de agrotóxicos tem impactado significativamente a qualidade da água das reservas superficiais e subterrâneas (HOEKSTRA, 2017; NEOPANE; GUO, 2019; PELLICER-MARTÍNEZ *et al.*, 2016). Nesse sentido, os indicadores de impactos ambientais decorrentes da utilização dos recursos hídricos nas atividades humanas têm despertado grande interesse no meio acadêmico, empresarial e governamental (HOEKSTRA, 2017; HOEKSTRA *et al.*, 2011; VOLLMER *et al.*, 2016).

O conceito de WF foi apresentado por Hoekstra (2003) e consiste em um conjunto de métodos para analisar o consumo humano de água doce. Sua utilidade é auxiliar na tomada de decisão no campo da gestão de recursos hídricos (HOEKSTRA., 2016; PORKKA *et al.*, 2016). Sua análise consiste em fragmentá-la em três componentes marcados pelas cores verde, azul e cinza (HOEKSTRA *et al.*, 2011). A verde WF que se refere ao volume de água da chuva consumida durante o processo de produção nas plantações (CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2011). A azul WF mede a quantidade de água disponível em reservatórios subterrâneos e superficiais, que é consumida para irrigar as plantações em um determinado período (GARCÍA-MORILLO *et al.*, 2015; LENG *et al.*, 2015). A Gray WF expressa a poluição da água em termos de volume necessário para diluir efluentes, a ponto de os tornar inofensivos supostamente (FRANKE *et al.*, 2013; PELLICER-MARTÍNEZ *et al.*, 2016).

A WF avalia a quantidade da água fresca da água fresca utilizada nas atividades produtivas e o risco de poluição dessas em diferentes setores, como bioenergia (GERBENS-LEENES *et al.*, 2008), hidroelétricas (HOGEBOOM *et al.*, 2018), construção civil (GERBENS-LEENESA *et al.*, 2018) e turismo (CAZCARRO *et al.*, 2014). O setor agrícola recebe especial atenção, uma vez que é a base para o fornecimento de insumos da maioria das demais setores (ANDREEA *et al.*, 2013; HOEKSTRA, 2017; GERBENS-LEENESA *et al.*, 2018). Nesse sentido, os estudos das colheitas em países norte-americanos, europeus e asiáticos evoluíram substancialmente em termos de refinamento espacial (D'ODORICO *et al.*, 2019; HOEKSTRA, 2017; LOVARELLI *et al.*, 2016).

Conforme Lovarelli *et al.* (2016), os primeiros estudos da WF tinham como principal preocupação fornecer uma média global do consumo de água doce. Contudo, os problemas

relacionados aos condicionantes da WF são locais. Logo, essa média global não era válida para a tomada de decisões em contextos específicos de localização geográfica, clima, tecnologia e variedades de cultivares. Em resposta a essa limitação, houve um aumento de 62% dos estudos locais publicados em periodicos de alta qualidade entre 2002 e 2015, alcançando nesse último ano a proporção de 95%. Vários estudos recentes (LATHUILLIÈRE *et al.*, 2018; MARSTON *et al.*, 2018; ROSA *et al.*, 2019; RUSHFORTH AND RUDELL, 2018; SYMEONIDOU AND VAGIONA, 2019; XU *et al.*, 2018) reforçam a tendência de reconhecer a importância de quantificações específicas do uso da água em resoluções espaciais mais finas. Silva *et al.* (2015), por exemplo, descobriram que Mekonnen e Hoekstra (2011) superestimam significativamente a WF da cana-de-açúcar cultivada sob regime sequeiro no Brasil, ao comparar as quantificações refinadas em escala local com as derivadas de escala grosseira no modelo *CropWat*.

As notáveis flutuações climáticas das últimas décadas estão se intensificando e influenciando o rendimento das culturas, o que chama a atenção para a variabilidade da WF no tempo e configura outra tendência recente nos estudos. Todavia, poucos estudos locais analisaram a variação temporal da WF de acordo com as safras, sendo que a maioria desses estudos se referem ao caso da china (HUANG *et al.*, 2012; SUN *et al.*, 2013a; SUN *et al.*, 2013b; TUNINETTI *et al.*, 2017; XU *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2017; ZHUO *et al.*, 2016).

Por exemplo, Zhuo *et al.* (2016) analisou o efeito da variabilidade interanual do clima e da produção sobre a WF regional na China entre 1978 e 2008, constatando que a adoção de políticas públicas que desconsideraram as diferenças regionais nas dotações hídricas aumentou a escassez de água um país.

Nesse contexto, raros são os estudos avaliam a WF das culturas comerciais nos trópicos em escala regional, sub-regional e municipal. Especialmente no Cerrado das regiões Norte e Nordeste, onde ocorrem as transições com o Domínio amazônico e o semiárido brasileiro (ANACHE *et al.*, 2019; AYALA *et al.*, 2016; FLACH *et al.*, 2016; GELAIN *et al.*, 2018; LAHSEN *et al.*, 2016; LATHUILLIÈRE *et al.*, 2014; SPERA *et al.*, 2016; STRASSBURG *et al.*, 2017). Além disso, nenhum estudo combinou a alta resolução espacial com a análise de aglomerados que podem surgir ao longo do tempo. Assim, nosso estudo pretende revelar a dinâmica espaço-temporal da WF da produção de soja. Esse entendimento poderá ser útil nas atividades de planejamento agrícola, ambiental e econômico na escala municipal, estadual e sub-regional.

#### 4.5 - Produção de soja no Cerrado da fronteira agrícola do Norte e Nordeste

A soja [*Glycine max (L.) Merrill*] é um dos produtos agrícolas mais cultivados na América do Sul, representa uma das principais fontes globais de alimento. A produção relativa de proteína da soja é a maior entre os produtos agrícolas, além de ser a mais econômica entre todas as fontes proteicas (DESTRO *et al.*, 2013; FAO, 2018). Além de servir para consumo humano e animal, o farelo e o óleo podem ser aproveitados como matéria-prima para uma diversidade de indústrias que vão desde a farmacêutica à siderúrgica (OLVEIRA JR *et al.*, 2018; ZORTEA *et al.*, 2018). No setor energético, a soja representa mais de 79% da matéria-prima da fabricação de biodiesel no Brasil (ZORTEA *et al.*, 2019).

Atualmente, o Brasil é maior exportador mundial de soja e a expansão das áreas destinadas a esse cultivo vem ocorrendo de forma acelerada e consistente, especialmente, nas regiões setentrionais do Cerrado (ITC, 2019; IBGE, 2019; LAHSEN *et al.*, 2016; SPERA *et al.*, 2016; STRASSBURG *et al.*, 2017; XAVIER, 2019). Spera *et al.* (2016), por exemplo, observaram que o aumento das áreas cultivadas nessa região foi de 86%, entre 2005 e 2014, enquanto o aumento no resto do país foi de 29%. Já os dados da pesquisa agrícola municipal anual do IBGE (2019) mostram que a área destinada ao cultivo de soja nessa região cresceu 373% entre 1999 e 2018.

As regiões setentrionais do Cerrado são mais remotas e relativamente planas, o que facilita a aquisição de grandes extensões de terras e o emprego intensivo de mecanização agrícola para alcançar grande escala de produção (LAHSEN *et al.*, 2016). Nesse sentido, elas foram inseridas numa nova concepção territorial que envolve microrregiões dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia (MATOPIBA). Vários estudos (LAHSEN *et al.*, 2016; SPERA *et al.*, 2016; STRASSBURG *et al.*, 2014; XAVIER, 2019) afirmam que o MATOPIBA representa a fronteira agrícola mais ativa em termos de conversão de pastagens em áreas agrícolas e de florestas em pastagens ou áreas agrícolas.

O Cerrado é considerado um *hotspot* global de biodiversidade e sua porção setentrional é a mais preservada (INPE, 2013; MYERS, 2000). Contudo, apresenta grande vulnerabilidade, uma vez que suas fronteiras com os Domínios da Caatinga e Amazônico apresentam acentuado endemismo da flora e fauna. Sua flora é altamente adaptada a sazonalidade marcada do clima e aos solos velhos, profundos e ácidos da região. Cerca de 75% da biomassa da vegetação nativa é subterrânea, em razão das raízes extremamente complexas e profundas que têm a função de extrair

água do subsolo no período de seca e a canalizar de volta para os reservatórios profundos no período chuvoso (LAHSEN *et al.*, 2016; MANFRON; CARON, 2013; STRASSBURG *et al.*, 2017).

Nesse contexto, a vegetação nativa do Cerrado exerce importante influência direta sobre as variações de temperatura e umidade do ar próximo ao solo, pois, além de absorver parte da energia solar incidente, suas raízes profundas drenam vários litros de água do subsolo profundo para a superfície no período de seca (SPERA *et al.*, 2016; STRASSBURG *et al.*, 2017). Devido a essas particularidades do Domínio, a ampliação do cultivo de soja no Cerrado merece atenção especial, uma vez que exige processos de mudança de cobertura e composição química dos solos. O avanço do cultivo só é possível por meio da remoção da mata nativa, queimada dos resíduos do desmatamento, redução da acidez do solo por meio de aplicação de calcário e gesso agrícola, além da fertilização intensiva com potássio, fósforo e nitrogênio (CURADO *et al.*, 2014; LOPES ; GUIMARÃES, 2016). Além disso, de acordo com Nunes *et al.* (2016), a produção agrícola é muito dependente de fatores naturais como precipitação, umidade do solo, evaporação, absorção e transpiração de água, já que 98% da soja produzida no Cerrado não utiliza irrigação.

As raízes superficiais dos cultivos de soja não podem executar os mesmos serviços ecossistêmicos de tratamento de água proporcionados pela vegetação nativa do Cerrado (LAHSEN *et al.*, 2016), o que representa um desafio significativo para a manutenção da reciclagem e distribuição das águas diante da expansão das áreas agrícolas e de pastagens (BALDUINO *et al.*, 2018a; HOEKSTRA, 2017; ROSEGRANT, 2018). Ademais, o uso intensivo de glifosato nas lavouras, representa risco a disponibilidade de água de boa qualidade para o consumo humano e animal (BALDUINO *et al.*, 2018b; MACHADO, 2016; PEREIRA; ANGEOLETTO, 2016; SOUZA, 2014).

A aplicação da geoestatística, como o índice de Moran, para a análise da produção de soja foi pouco explorada e não abordou a WF dessa produção até o momento (ARAÚJO *et al.*, 2019). Baseado nas reflexões de Araújo *et al.* (2019), essa abordagem analítica pode fornecer respostas a questões adicionais como: 1) A WF da soja e seus componentes seguem padrões espaciais que refletem a aptidão local ou microrregional? 2) Se os padrões espaciais da WF e seus componentes ocorrerem, eles variam sistematicamente ao longo do tempo, demonstrando as mudanças na eficácia produtiva do cultivo da soja?

As respostas para as questões acima ajudarão tanto a compreender o comportamento da produção de soja em relação ao uso de recursos hídricos nas áreas de expansão agrícola do Cerrado



das regiões Norte e Nordeste do Brasil. Trata-se de um conhecimento estratégico para a elaboração de programas locais, regionais e nacionais de planejamento nos campos da agricultura e meio ambiente frente as evidentes incertezas climáticas (HOEKSTRA, 2016; HUANG *et al.*, 2012).

#### 4.6 - Metodologia

A delimitação territorial seguiu a proposta de Miranda *et al.* (2014) e foi composta por 31 Microrregiões quatro unidades federativas (UF) do Brasil, compreendendo 139 municípios do Tocantins, 135 do Maranhão, 33 do Piauí e, 30 da Bahia distribuídos em uma área de 73.848.967 hectares (Fig. 4.1). Estas áreas são predominantemente compostas por Cerrado (91%), mas também incluem áreas de transição (ecótonos) com Domínios amazônicos (7,3%) e Caatinga (1,7%) nas fronteiras ocidental e Oriental, respetivamente (Fig. 4.2A). A cobertura vegetal natural mais prevalente consiste em savanas (63,6%), seguidas de áreas de transição (ecótonos) entre diferentes tipos florísticos (15%) e floresta sazonal (10,7%).

Quatro regiões hidrográficas estão contidas dentro dos limites da área de estudo (Fig. 4.2B): Tocantins-Araguaia, Atlântico Norte-Nordeste, Parnaíba e São Francisco (MIRANDA *et al.*, 2014). Áreas de chapadas (39%) e depressões (56%) caracterizam o relevo, com altitudes variando de 01 a 1200m acima do nível do mar (Fig. 4.2C). A área de estudo está sob influência de seis zonas climáticas, sendo a maior, o Brasil Central tropical, a zona Equatorial tropical e a zona Equatorial (Fig. 4.2D). Na extensão central, o clima tropical semiúmido é dominante e corresponde a cerca de 78% do território, caracterizado por períodos de 7 a 8 meses de baixa pluviosidade e temperatura média do ar acima de 18 ° C em todos os meses do ano. Na fronteira oriental, o clima semiárido caracteriza-se pela ausência de precipitação durante cerca de seis meses e alta temperaturas ao longo do ano (BALDUINO *et al.*, 2018b; MIRANDA *et al.*, 2014).

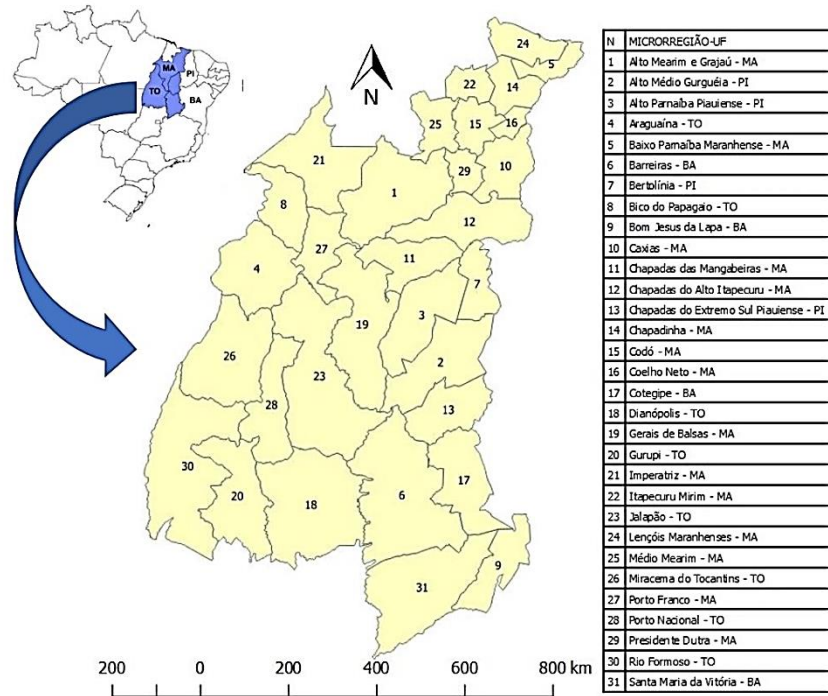


Figura 4.1 - Mapa da delimitação territorial do estudo e suas microrregiões. Cada microrregião corresponde a uma subdivisão territorial agrega municípios com altos níveis de similaridade econômica e social.

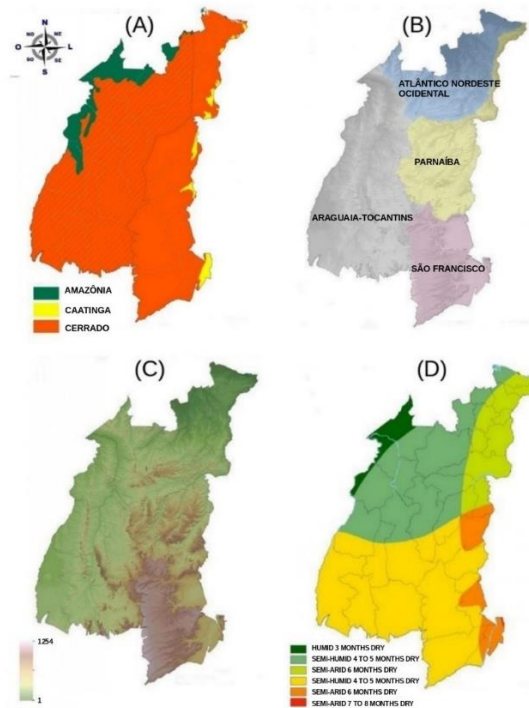


Figura 4.2 - Distribuição espacial das características físicas da área de estudo, onde: (a) Domínios segundo o zoneamento (IBGE, 2004), (B) regiões hidrográficas, segundo ANA (2003), (C) altimetria, segundo o INPE (2011) e (D) zonas climática, segundo o IBGE (2004).

O método descrito por Hoekstra *et al.* (2011) foi utilizado para determinar a WF da produção de soja, utilizando duas das três categorias representadas pelas cores verde, azul e cinza. Considerando que mais de 97% dos cultivos de soja na região não utilizam irrigação e que as lavouras de soja irrigadas servem exclusivamente para a produção de sementes e pesquisas durante o período seco (CONAB, 2018), o componente azul não foi estimado.

O cálculo da WF verde (GrWF) foi realizado no modelo *CropWat* 8.0 (FAO, 2010). Dados de temperatura (C°), umidade (%), vento (m/s), precipitação (mm), insolação (w/m<sup>2</sup>), características do solo e da cultura foram inseridos no modelo para estimar a evapotranspiração da cultura. A relação entre evapotranspiração e rendimento médio da cultura constitui a principal variável do cálculo do GrWF, de acordo com a equação 1:

$$\text{GrWF (m}^3\text{/t)} = \text{AIP} + 10 \sum_{d=1}^{dpc} \left( \frac{\text{ETc}}{\text{Rend}} \right) \quad (1)$$

Onde, dpc = duração do período de cultivo da cultivar (dias); d = dia de plantio; ETc = evapotranspiração da cultura; Rend = Rendimento da cultura e AIP = água incorporada no produto no dia da colheita.

O indicador utilizado para estimar a WF Cinza (GWF) na maioria dos estudos tem sido o fósforo ou nitrogênio (FRANKE *et al.*, 2013). Nesse estudo, o ingrediente ativo glifosato foi usado para calcular o GWF, devido à prevalência de aplicação na área (ADEGAS *et al.*, 2017) e por ser um indicador mais rigoroso em relação à parâmetros de qualidade da água (AMARANTE JR. *et al.*, 2002; SZÉKÁCS; DARVAS, 2018).

A concentração máxima admissível de glifosato para a água potável foi de 0,1µg/L, conforme resolução do Conselho Ambiental da União Europeia (SZÉKÁCS; DARVAS, 2018). A escolha do padrão da Europeu para estimar o GWF se deu em razão das inúmeras evidências de que os padrões brasileiros de tolerância ao glifosato (500 µg/L) são muito permissivos e colocam em risco a saúde pública (BOMBARDI, 2018; BRASIL, 2005; KRUGER *et al.*, 2014; PIGNATTI *et al.*, 2017).

O método utilizado para estimar a GWF foi o proposto por Franke *et al.* (2013), considerando as especificidades locais de textura e conteúdo orgânico dos solos, temperatura, volume e intensidade das chuvas, além do tipo de prática agrícola mais prevalente na região. Também considera as interações das características do ambiente local com as propriedades do glifosato como meia vida e coeficiente de adsorção, cujos valores foram obtidos do estudo de Souza (2014). Finalmente, a concentração natural do poluente foi considerada nula (FRANKE *et al.*, 2013) como pode ser constatado nas equações 2 e 3.

$$FL (\%) = FL_{min} + \left[ \frac{(\sum_i s_i)(\sum_i w_i)}{\sum_i w_i} \right] [FL_{max} - FL_{min}] \quad (2)$$

$$GWF (m^3/ton) = \frac{(FL)(TAQ)}{(C_{max} - C_{nat}) \cdot Rend} \quad (3)$$

Onde: FL = fração de lixiviação; FL<sub>max</sub> = fração máxima de lixiviação; FL<sub>min</sub> = fração mínima de lixiviação; TAQ = taxa de aplicação de glifosato por hectare; C<sub>max</sub> = concentração máxima admissível; C<sub>nat</sub> = concentração natural do poluente; S<sub>i</sub> = Pontuação para o potencial de lixiviação (FRANKE *et al.*, 2013); W<sub>i</sub> = Peso do fator da pontuação para o potencial de lixiviação (FRANKE *et al.*, 2013).

A WF relativa (RWF) da produção de soja foi estimada pela soma da GrWF com a GWF em cada município, de acordo com a equação 4.

$$RWF (m^3/t) = GrWF + GWF \quad (4)$$

A WF Absoluta (AWF) foi obtida pelo produto da produção total de soja e a RWF de cada ano e em cada município conforme a equação 5.

$$AWF (Km^3) = Prod_{mun} (RWF) \quad (5)$$

Onde: Prod<sub>mun</sub> = Produção municipal em toneladas; RWF = WF relativa da microrregião.

As informações meteorológicas, bem como sobre as características do solo e das lavouras de soja foram extraídas dos sistemas de registro de dados de várias instituições responsáveis pelo sistema federal de informações, pesquisa e desenvolvimento. A tabela 1 mostra as fontes de dados para variáveis que foram utilizadas nesse estudo. A descontinuidade espacial e temporal dos dados climatológicos foi sanada por estimativas do modelo de circulação global MIROC3, contido no software EdGCM, validado e calibrado (R<sup>2</sup>= 0,88) para as tendências regionais de localização dentro do Domínio. Estas tendências foram obtidas a partir do banco de dados climático *WorldClim* versão 1.4 (disponível em [www.worldclim.org](http://www.worldclim.org)), com resolução de 10 km, para o período 1960-2005.

Informações sobre o calendário agrícola e as características das cultivares de soja na região foram obtidas da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA (EVANGELISTA *et al.*, 2017). Essas informações complementarem as médias das variáveis climáticas e foram

utilizadas para estimar a evapotranspiração da cultura (ETc) no software CropWat 8,0 (FAO, 2010), em escala municipal.

Considerando o calendário agrícola local, a compra de insumos ocorre hegemonicamente no ano anterior a colheita de soja, a lacuna de informação apresentada em 1998 quanto ao consumo de glifosato foi remediada com a imputação. Teste de regressão simples, com base na área plantada, ajustado pelo *sinusoids estocástico model*, foi realizado (HELSTROM, 1999; BARAKAT, 1998). O modelo de suavização por média móvel de três anos foi o que apresentou o melhor desempenho ( $R^2 = 0,98$ ) para estimar a taxa de aplicação de glifosato no período de 2000 a 2017. O comportamento das estimativas das médias foi ajustado aos dados observados com um erro de predição de cerca de 0,2 kg/ha. A equação 6 foi utilizada para realizar a imputação, uma vez que corresponde ao período de seis (1999 a 2001) cujo angulo estimado foi de 24 graus.

$$\text{TAG (kg/ha)} = 0,2761 \cos \left[ \frac{(3,236 (x+x_0))}{1368-0,4664x_0} \right] \quad (6)$$

Onde: X = área média plantada; X<sub>0</sub> = menor do valor X no período.

#### Quadro 4.1 – Especificação das variáveis do estudo e suas fontes.

Variáveis	Repositório
Produção de soja (t), rendimento (kg/ha) e área plantada (ha)	Sistema de Recuperação Automática do Instituto Brasileiro de Geografia e estatística – IBGE ( <a href="https://sidra.ibge.gov.br/home/lspa">https://sidra.ibge.gov.br/home/lspa</a> )
Consumo aparente de glifosato (kg/ha), Preço médio do glifosato e gasto médio com agrotóxicos.	Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Vegetal – SINDIVEG ( <a href="http://dados.contraosagrototoxicos.org/organization/sindiveg">http://dados.contraosagrototoxicos.org/organization/sindiveg</a> ) Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA ( <a href="http://ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos">http://ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos</a> ) Companhia Nacional de Abastecimento - CONAB ( <a href="https://www.conab.gov.br/info-agro/custos-de-producao/planilhas-de-custo-de-producao/itemlist/category/414-planilhas-de-custos-de-producao-series-historicas?start=10">https://www.conab.gov.br/info-agro/custos-de-producao/planilhas-de-custo-de-producao/itemlist/category/414-planilhas-de-custos-de-producao-series-historicas?start=10</a> )
Precipitação (mm), radiação solar (h), temperatura (C°), umidade relativa (%) e velocidade do vento (m/s).	Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa – BDMEP ( <a href="http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep">http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep</a> ) Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos - SNIRH ( <a href="http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/mapa_hidroweb.jsf">http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/mapa_hidroweb.jsf</a> ) Sistema de Monitoramento Agrometeorológico – Agritempo ( <a href="https://www.agritempo.gov.br/agritempo/index.jsp">https://www.agritempo.gov.br/agritempo/index.jsp</a> )
Tipos solos	Mapas temáticos do IBGE ( <a href="https://mapas.ibge.gov.br/tematicos/solos.html">https://mapas.ibge.gov.br/tematicos/solos.html</a> )

A identificação dos *outliers* nas séries temporais, especialmente nas de variáveis agregadas de longo intervalo como as da WF e de seus componentes, foi realizada pelo método de Tukey (RUXTON; BEAUCHAMP, 2008), que é menos sensível a valores extremos, já que usa quartis para delimitar a região de normalidade (Equação 7). Lin *et al.* (2012) advertem que o método de Tukey é vulnerável a Séries temporais com acentuada variação e ciclicidade, uma vez que a diferença entre os quartis ( $Q_3 - Q_1$ ), chamada de IQR (Inter Quartile Range), pode permanecer artificialmente inalterada. Toda via, o teste de Mann-Kendall (ANDERSON, 1994) não revelou ciclicidade estatisticamente significativa, o que possibilita o emprego do método de Tukey para a detecção *outliers*.

$$IQR \text{ (Upper and Lower Limit)} = [(Q_3 - Q_1)1,5] \pm \mu \quad (\text{Eq. 7})$$

Onde:  $Q_3$  é o quartil 3,  $Q_1$  é o quartil 1 e  $\mu$  é a média da série temporal do período de estudo.

O tratamento dos outliers foi realizado substituindo-se o valor observado por uma média ponderada em conglomerados entre os três anos anteriores (MELO; CASTRO, 2013; OSBORNE; OVERBAY, 2004), de acordo com a proximidade do ano anterior, descrita na equação 8. Este procedimento não foi feito no *outlier* do componente verde da WF em 2016, pois, de acordo com o INPE (2018), este foi o único ano do período em que o fenômeno El Niño ocorreu e, conseqüentemente, o maior seca na região nos 20 anos analisados.

$$X_E = \frac{5x_1 + 3x_2 + 2x_3}{10} \quad (\text{Eq. 8})$$

Onde:  $X_E$  = valor imputado;  $X_1$  = valor mais próximo;  $X_2$  = valor 2 mais próximo;  $X_3$  = 3º valor mais próximo.

A AWF e a RWF, bem como seus componentes (GrWF e GWF), foram estimados em escala municipal de modo que a análise exploratória da distribuição espacial e os Indicadores Locais da Associação espacial (LISA) tiveram a confiabilidade mínima exigida. Porém, a fim de reduzir a variação aleatória resultante de um pequeno número de observações em algumas microrregiões e produzir estimativas estatisticamente mais precisas, utilizou-se a suavização espacial pelo método empírico de Bayes (GELMAN *et al.*, 2014; MARSHALL, 1991; PAULI *et al.*, 2011). Dessa forma, o peso de diferentes frequências de municípios, em cada microrregião correspondente, pode ser ajustado igualmente.

Para determinar a pressão de dependência espacial do WF entre os municípios durante o período estudado, adotou-se o índice global de Moran (I-Moran). Os resultados do I-Moran foram ajustados pelo índice empírico de Bayes (GELMAN et al., 2014; MARSHALL, 1991; PAULI *et al.*, 2011), de modo que, a partir da abordagem de vizinhança em três níveis de proximidade euclidiana, uma matriz de pesos espaciais foi formada. A significância do I-Moran foi avaliada pelo método de randomização de Monte Carlo, com valor mínimo de  $p < 0,05$  (GELMAN et al., 2014; COOLEY *et al.*, 2012), sendo utilizado para indicar se o consumo de água para a produção de soja está concentrado espacialmente ou disperso na delimitação territorial adotada.

A LISA foi realizada para detectar a presença de aglomerados de municípios com altos (alto-alto, HH) e baixo (baixo-baixo, LL) I-Moran, bem como valores atípicos espaciais (alto-baixo, HL e baixo-alto, LH). Os agrupamentos de HH foram definidos quando um município com alto valor de WF foi cercado por outros municípios que também apresentam valores elevados neste indicador (alto risco). Os clusters de LL representam municípios com baixos valores de WF cercados por municípios vizinhos, também com baixos valores de WF (baixo risco). Os clusters HL e LH representam municípios com alta ou baixa WF cercados por outros com baixo ou alto WF, respectivamente (GETIS; ORDS, 1992).

Para reduzir os efeitos temporais sobre os resultados médios de consumo espacial de água na área delimitada, o procedimento de krigagem foi realizado apenas em municípios com produção contínua de soja entre 2009 a 2018. Na krigagem, uma hierarquia de pesos foi estabelecida por meio de funções matemáticas, nas quais as maiores são atribuídas às posições mais próximas das unidades de análise (municípios), para criar pontos interpolados com base nessas combinações lineares. Assim, uma superfície contínua foi criada para visualizar a segregação e a amplitude das variáveis no espaço (COOLEY; SAIN, 2010).

A significância estatística das tendências temporais foi verificada pelo método de Mann-Kendall (ANDERSON, 1994), com tendência positiva (ZMK +) ou negativa (ZMK-) e nível de significância ( $ZMK > 1,96$ ). O teste de Mann-Kendall é muito popular por causa de sua grande capacidade de detectar padrões de autocorrelação temporal em séries temporais anuais (MODARRES; SADEGHI, 2018).

Os procedimentos de suavização empírica de Bayes (GELMAN et al., 2014; MARSHALL, 1991; PAULI *et al.*, 2011), o cálculo do I-Moran e a LISA foram executados com a ajuda do software de GeoDa, versão 1,8. Os cartogramas foram feitos no software QGIS, versão 2,14, e

GeoDa. Com o intuito de avaliar as tendências da série temporal por meio do teste de Mann-Kendall e realizar a krigagem de AWF, o pacote de software de estatística paleontológica para a educação e análise de dados-PAST foi utilizado.

Foram realizadas análises descritivas (média, desvio padrão e coeficiente de variação) para comparar o WF das microrregiões e os clusters (HH, LL, LH e HL) identificados pela análise de LISA. A normalidade dessas variáveis foi avaliada pelo método de Shapiro-Wilk e, para testar hipóteses de diferenças, os métodos ANOVA ou Kruskal-Wallis, com a análise post hoc de Tukey e Dunn (RUXTON; BEAUCHAMP, 2008), foram utilizados segundo se as variáveis apresentaram distribuição normal ou não, respectivamente. As análises estatísticas foram realizadas com a ajuda do PAST e do Excel para Windows.

#### 4.7 - Resultados

O RWF médio anual estimado para a produção de soja nas microrregiões que compõem as áreas de expansão agrícola recente da no Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil foi de  $3018 \pm 82 \text{ m}^3/\text{t}$ , para o período de 1999 a 2018 (Fig. 4.3C). A variabilidade interanual foi moderada ( $CV = 12\%$ ). Embora a curva de tendência mostre sinais ondulatórios, com picos de consumo em 2002 e 2013, a tendência negativa não foi confirmada estatisticamente ( $ZMK = -0,68$ ,  $p = 0,49$ ). Isso significa que a redução média de  $142 \text{ m}^3/\text{t}$ , no período estudado, foi estatisticamente insignificante. O valor do IQR foi de  $627 \text{ m}^3/\text{t}$  e representou  $22,3\%$  da RWF médio. Os limites superiores ( $3747 \text{ m}^3/\text{t}$ ) e inferior ( $1846 \text{ m}^3/\text{t}$ ) apresentaram valores elevados, mas nenhum outlier foi registrado no período.

O GrWF apresentou média de interanual de  $1379 \pm 101 \text{ m}^3/\text{t}$ , com variação acentuada ( $CV = 33\%$ ) e picos de consumo de água nos anos 2001, 2002 e 2016 (Fig. 4.3A). O IQR ( $213 \text{ m}^3/\text{t}$ ) representou cerca de  $15\%$  da média da GrWF. Verificou-se reduzida amplitude interquartilica, sendo  $1753 \text{ m}^3/\text{t}$  e  $1114 \text{ m}^3/\text{t}$  para os limites superior e inferior, respectivamente. As médias anuais para 2001, 2002, 2016, 2017 e 2018 foram identificadas como outliers. Após o tratamento de outliers, foi registrada a tendência de redução do GrWF interanual ( $ZMK = -2,47$ ,  $p = 0,014$ ), com redução média de  $5,43 \text{ m}^3/\text{t}$  por ano.



O GWT apresentou média interanual de  $1446 \pm 113 \text{ m}^3/\text{t}$  com acentuada variação ( $\text{CV} = 35\%$ ). O IQR de  $304 \text{ m}^3/\text{t}$  (22%) determinou o limite superior ( $1828 \text{ m}^3/\text{t}$ ) e inferior ( $917 \text{ m}^3/\text{t}$ ). Foram registrados picos de consumo nos anos 2012 e 2016, embora apenas o último necessitou de tratamento por causa de outlier (Fig. 4.3B). Houve tendência significativa ( $\text{ZMK} = 2,3$ ;  $p = 0,049$ ), de aumento, com médio de  $3,93 \text{ m}^3/\text{t}$  por ano. Apesar da grande variabilidade, verificou-se que houve uma redução significativa da produtividade no uso desta componente, sua proporção na composição do RWF aumentou ao longo do tempo, atingindo 63% em 2018 (Fig. 4.3D).

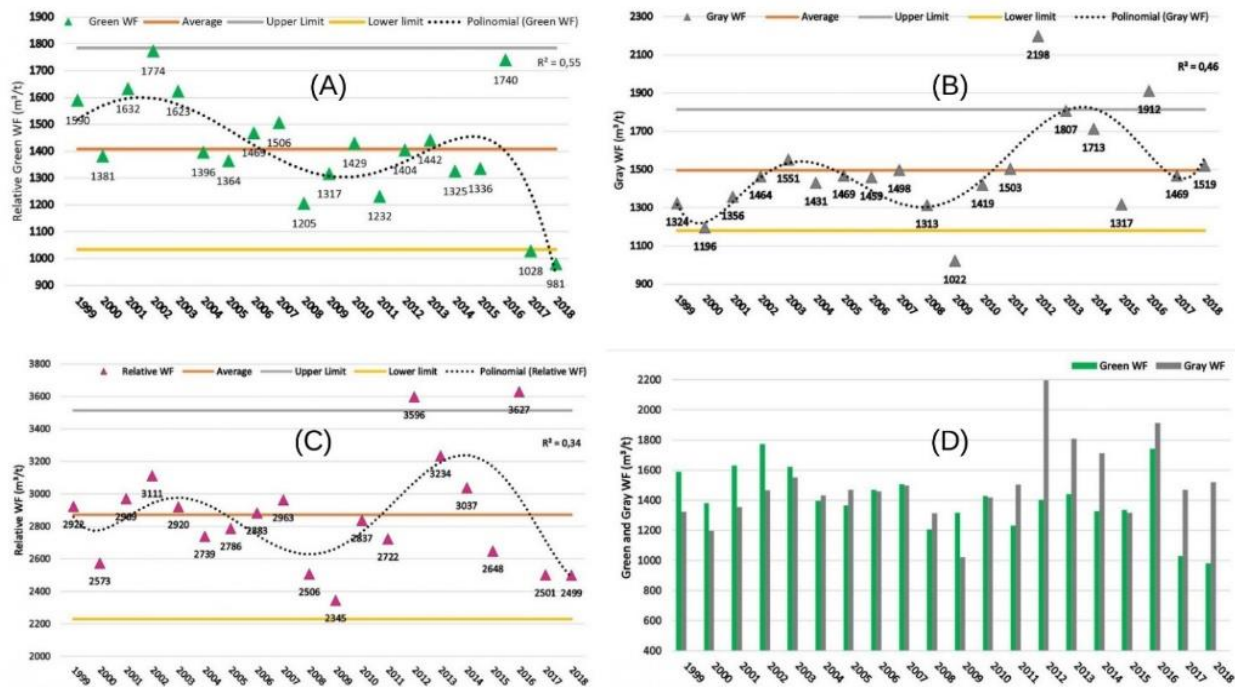


Figura 4.3 - Comportamento das médias anuais de GrWF (A), GWF (B) e RWF (C). As barras verticais representam os limites estimados a partir do IQR e a linha horizontal representa a tendência interanual com o ajuste polinomial. O gráfico (D) compara a GrWF com a GWF.

A distribuição espacial do GrWF entre as microrregiões contidas na delimitação territorial deste estudo (Fig. 4.4) demonstra a expansão dessa cultura e o melhor uso relativo da água da chuva na produção de soja ao longo do tempo, na maioria das microrregiões. Em 1999, oito microrregiões apresentaram GrWT acima de  $1500 \text{ m}^3/\text{t}$  e não houve produção de soja em 11 das 31 microrregiões da área de estudo (Fig. 4.4A).

Entre 1999 e 2008, a produção de soja expandiu-se para seis microrregiões e, em cinco destes, a média de ano-a-ano do GrWF foi de mais de  $1500 \text{ m}^3/\text{t}$ . Por outro lado, essa média apresentou redução nos valores inferiores a  $1500 \text{ m}^3/\text{t}$  na maioria das microrregiões da borda

ocidental da área de estudo (Fig. 4.4B). Entre 2009 e 2018, a expansão das áreas de produção de soja abrandou e apenas duas novas microrregiões foram adicionadas. Durante esse período, cerca de 84% das microrregiões produtivas apresentaram média de ano-a-ano na faixa de 1200 a 1500  $m^3/t$ . Apenas cinco microrregiões apresentaram GrWF acima de 1500  $m^3/t$ , todos localizados perto da fronteira leste, onde ocorre a transição entre Cerrado e Caatinga (Fig. 4.4C).

Verificou-se que a média anual do GrWF no período entre 1999 e 2018 apresentou valores de 1200 a 1500  $m^3/t$  de soja produzidos na maioria das microrregiões (Fig. 4.4D). A média anual do GrWF que permaneceu acima de 1500  $m^3/t$  está localizada nas microrregiões próximas à fronteira com a Caatinga.

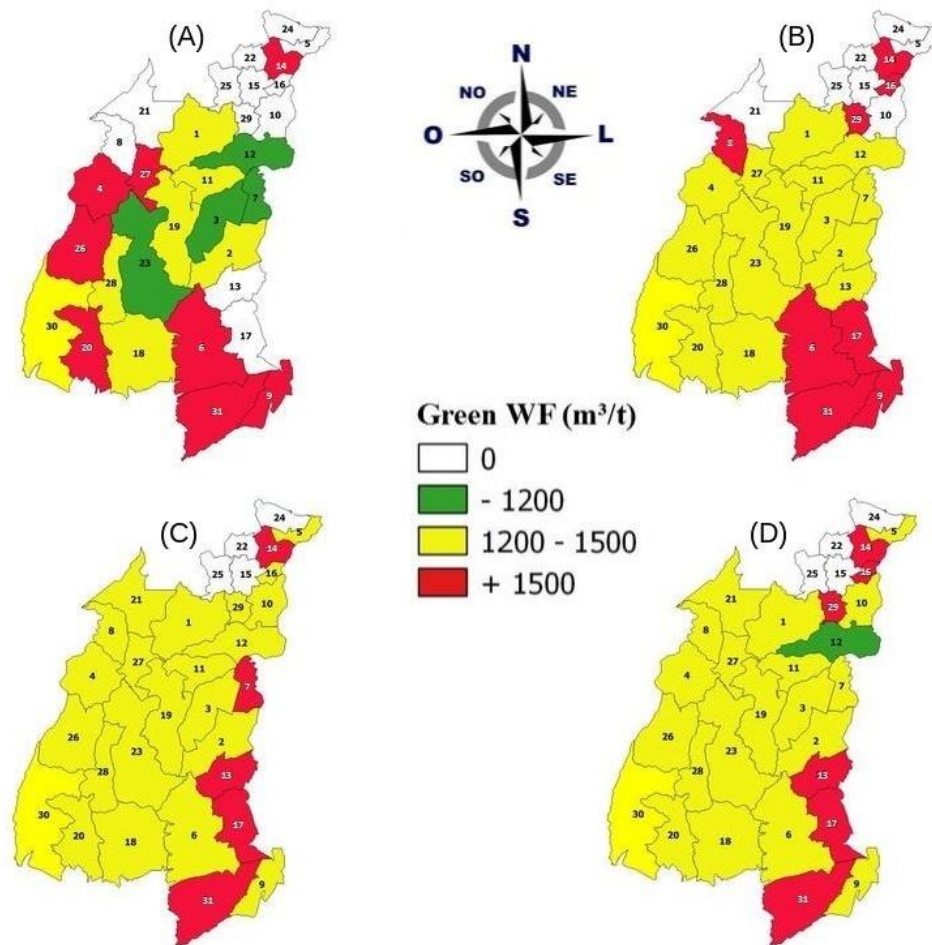


Figura 4.4. Distribuição espacial da GrWF médias ( $m^3/t$ ) nas microrregiões da área de estudo em 1999 (A) e as médias interanuais dos períodos 1999-2008 (B), 2009-2018 (C) e 1999-2018 (D).

A distribuição espacial do GWF entre as microrregiões revelou que houve um aumento da água necessária para diluir os resíduos aplicados de glifosato (Fig. 4.5). Em 1999, apenas três microrregiões apresentaram GWF superior a 1200 m<sup>3</sup>/t, uma na borda com o Domínio amazônico e outras duas próximas à transição entre com a Caatinga (Fig. 4.5A). A média do ano-a-ano mostrou que, de 1999 a 2008, cinco outras microrregiões entraram nesta categoria, todas na transição do Cerrado para a Caatinga (Fig. 4.5B). Entre 2009 e 2018, apenas seis microrregiões apresentaram média anual de GWF inferior a 1200 m<sup>3</sup>/t (Fig. 4.5C) para este período. A média do ano-a-ano do período de 1999 a 2018 mostrou que 56% das microrregiões, que apresentaram produção de soja em algum ano dessas duas décadas, apresentaram GWF maior que 1200 m<sup>3</sup>/t (Fig. 4.5D).

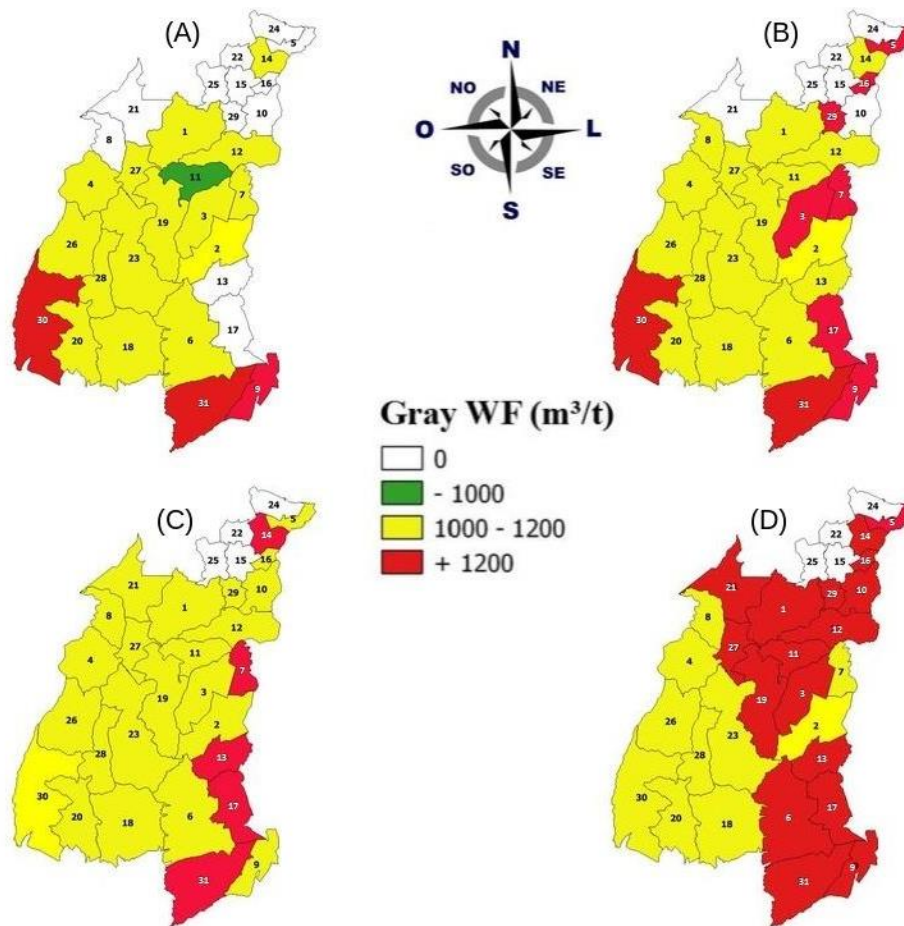


Figura 4.5 - Distribuição espacial da GWF médias (m<sup>3</sup>/t) nas microrregiões da área de estudo em 1999 (A) e as médias interanuais dos períodos 1999-2008 (B), 2009-2018 (C) e 1999-2018 (D).

Os maiores GrWF foram calculados para as microrregiões n° 17 e n° 13, ambos na borda leste da delimitação territorial deste estudo. A microrregião n° 17 foi caracterizada pela produção

irregular de soja, uma vez que apenas 50% dos seus municípios tem produções registradas no período de 1999 a 2018. Desses, 75% tiveram produção de soja a partir do ano de 2017. Cabe ressaltar que mais de 80% do território desta microrregião está localizado em uma região de transição entre a Cerrado e a Caatinga (CONAB, 2018). Brasil *et al.* (2014) afirmam que mais de 46% dos solos da microrregião nº 17 apresentam limitada capacidade de utilização agrícola, pois são pouco férteis e coesos a partir de 50 cm de profundidade, o que prejudica o desenvolvimento radicular e a aeração, devido elevada resistência à penetração e baixa porosidade. Assim, a atividade agrícola nessa microrregião pode requerer altos custos para a correção de solos e grandes incertezas quanto à produtividade. A microrregião nº 13 foi caracterizada por uma produção consolidada de soja, pois dois de seus municípios apresentam produção ininterrupta há mais de dez anos e outros três há mais de seis anos (IBGE, 2016; CONAB, 2018).

Tabela 4.2. Diferenças significativas no nível mínimo de  $p = 0,05$  entre as médias interanuais do GrWF das microrregiões. A identificação do número das microrregiões está entre parênteses (nº).

<b>Média ± SD</b>	<b>2053± 298 (13)</b>	<b>2046± 295 (17)</b>
<b>1216 ± 035 (09)</b>	✓	✓
<b>1278 ± 051 (11)</b>	✓	✓
<b>1204 ± 042 (12)</b>	✓	✓
<b>1248 ± 059 (19)</b>	✓	✓
<b>1298 ± 044 (23)</b>	✓	✓
<b>1247 ± 071 (26)</b>	✓	✓
<b>1278 ± 102 (27)</b>	✓	✓
<b>1274 ± 046 (28)</b>	✓	✓

A GWF apresentou grande variabilidade espacial (CV= 33%) e sua média interanual oscilou entre 1025 m<sup>3</sup>/t a 2323 m<sup>3</sup>/t, conforme a microrregião (Tabela 4.3). Nesse sentido, foram detectadas 46 diferenças espacialmente significativas no conjunto de 351 possíveis combinações entre as 27 microrregiões que produziram soja no período.

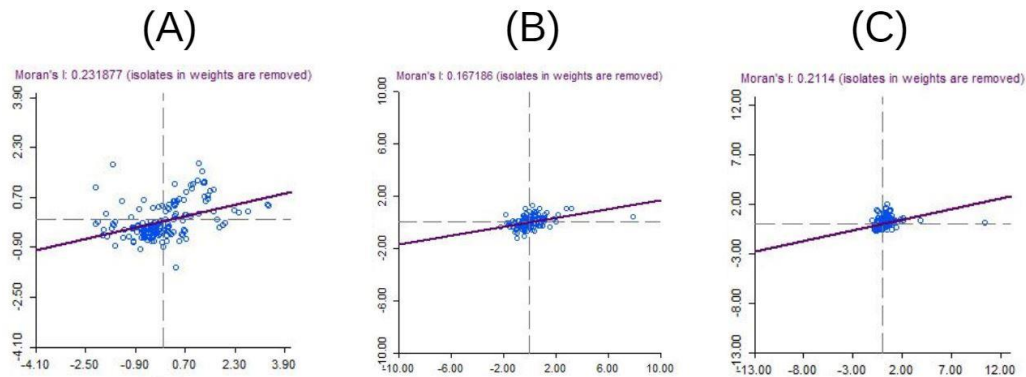


Figura 4.6 - Diagramas de dispersão de Moran para a média de interanual de RWF(A), GrWF (B) e GWF(C) de 1999 a 2018. O eixo horizontal representa o logaritmo do consumo de água nas respectivas categorias e o eixo vertical representa o logaritmo espacial da mesma variável.

O I-Moran aplicado ao WF data de produção de soja e os componentes verde e cinza produziram valores acima de zero, indicando a existência de padrões espaciais entre os municípios pertencentes as microrregiões estudadas (Fig. 4.6). Os diagramas de dispersão mostraram que a autocorrelação espacial fraca, mas significativa (I-Moran < 0,3). Os municípios caracterizados pela produção de soja há mais de 10 anos apresentaram I-Moran significativos, ao contrário da maioria dos municípios produtores. A maior frequência de municípios significativos foi classificada no setor inferior esquerdo (LL) para RWF e GWF (Fig. 4.6A e 4.6B). No entanto, houve maior concentração de municípios no setor superior direito (HH) em relação ao GrWF (Fig. 4.6C).

**Tabela 4.3.** Diferenças significantes no nível mínimo de  $p = 0,05$  entre os meios interanuais de GWF das microrregiões. A identificação das microrregiões está entre parênteses (microrregião n<sup>o</sup>).

Média ± SD	1849± 121 (05)	2323± 339 (06)	1942± 247 (13)	2107± 197 (19)	2241± 145 (21)	1967± 298 (29)	1981± 147 (31)
1446 ± 113 (03)	--	✓	--	--	--	--	--
1153 ± 093 (04)	--	✓	--	✓	✓	--	✓
1148 ± 086 (08)	--	✓	--	✓	✓	--	--
1469 ± 115 (11)	--	✓	--	--	--	--	--
1514 ± 119 (12)	--	✓	--	--	--	--	--
1057 ± 044 (18)	--	✓	✓	✓	✓	✓	✓
1146 ± 059 (20)	--	✓	--	✓	✓	--	✓
1028 ± 030 (23)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
1031 ± 029 (26)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
1033 ± 032 (28)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
1025 ± 030 (30)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓

A LISA foi realizada para especificar padrões locais de agrupamento espacial da RWF (Fig. 4.7). Poucos clusters de HH foram encontrados e nenhum localizado na região hidrográfica do

Tocantins-Araguaia (Fig. 4.2B). A porção ocidental dessa região hidrográfica é caracterizada por grandes bacias sedimentares, onde o clima é mais úmido e comporta microrregiões de transição Cerrado-Amazônia. Os clusters HH das médias interanuais do RWF cresceram de três para oito entre a primeira (Fig. 4.7A) e a segunda (Fig. 4.7B) década. No entanto, ao considerar a média interanual de todo o período do estudo (Fig. 4.7C), verifica-se que apenas cinco clusters HH.

As microrregiões nº 06, nº 11 e nº 19 concentram o maior número de municípios inseridos em clusters HH. Os clusters HH das microrregiões nº 14 (Chapadinha - PI) e nº 19 (Gerais de Balsas - MA) ocorreram desde o início da série temporal. O maior valor de LISA para o RWF foi observado no município de São Desidério, em 2018, na microrregião nº 06 (Barreiras - BA), o que sugere uma alta probabilidade de influenciar municípios vizinhos a consolidar produção de soja com altas taxas de pesticidas, pois apresentou alto valor na média interanual do GWF (Fig. 4.9).

Os clusters HH das médias interanuais do GrWF aumentaram de um para três entre o primeiro (Fig. 4.8A) e o segundo (Fig. 4.8B) década, mas a média de todo o período resultou em consolidação de três aglomerados (Fig. 4.8C). Todos localizados nas proximidades da fronteira oriental, perto da transição entre o Cerrado e a Caatinga (Fig. 4.2A). Os clusters de LL das médias interanuais do GrWF aumentaram entre as duas décadas e concentraram-se nas microrregiões nº 19 (Gerais de Balsas - MA), nº 23 (Jalapão - TO) e nº 26 (Miracema - TO). Isso confirma a melhoria do uso da água da chuva nessas áreas para a produção agrícola, devido ao aumento da produtividade das culturas. A maior GrWF foi observada em 2016, no município de Goiatins, localizado no extremo norte da microrregião nº 23 (Jalapão - TO).



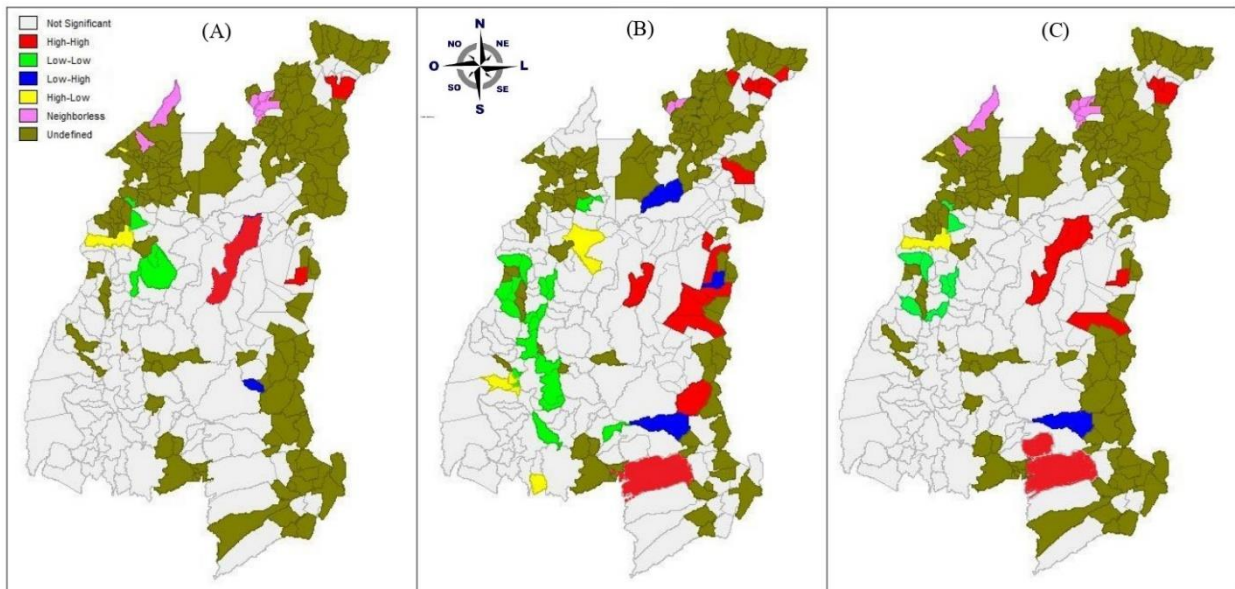


Figura 4.7 - Distribuição dos clusters da LISA para as médias interanuais da RWF ( $m^3/t$ ) dos municípios, nos períodos de 1999 a 2008 (A); 2009 a 2018 (B) e 1999 a 2018 (C).

Os clusters HH das médias interanuais do GWF aumentaram de quatro para nove entre o primeiro (Fig. 4.9A) e o segundo (Fig. 4.9B) década, sendo formado sete quando se considera a média interanual dos vinte anos estudados (Fig. 4.9C), nenhum deles localizado nas microrregiões do estado do Tocantins e apenas um no limite leste da fronteira do território do estudo. As microrregiões do Tocantins foram destacadas pelo aumento da produtividade, mantendo estável a taxa de aplicação de glifosato, o que reduziu a variabilidade do GWF ao longo do tempo e favoreceu a formação de clusters de LL.

A Tabela 4.4 mostra a variação espacial da média interanual do RWF. A oscilação dos valores foi dependente do local de produção, representada pelos tipos de clusters (LL, HH, HL e LH), cuja amplitude foi de 2371 ( $m^3/t$ ). Os clusters contendo municípios de alto consumo, que têm vizinhos na mesma condição (HH), foram os que apresentaram menor variação média (CV = 12,7%). Ao contrário, os municípios de alto consumo cercados por vizinhos de baixo consumo (HL), apresentaram o maior coeficiente de variação (CV = 27,3%). No entanto, não houve diferenças significativas no consumo médio de clusters HH e LH e nem entre LL e HL.

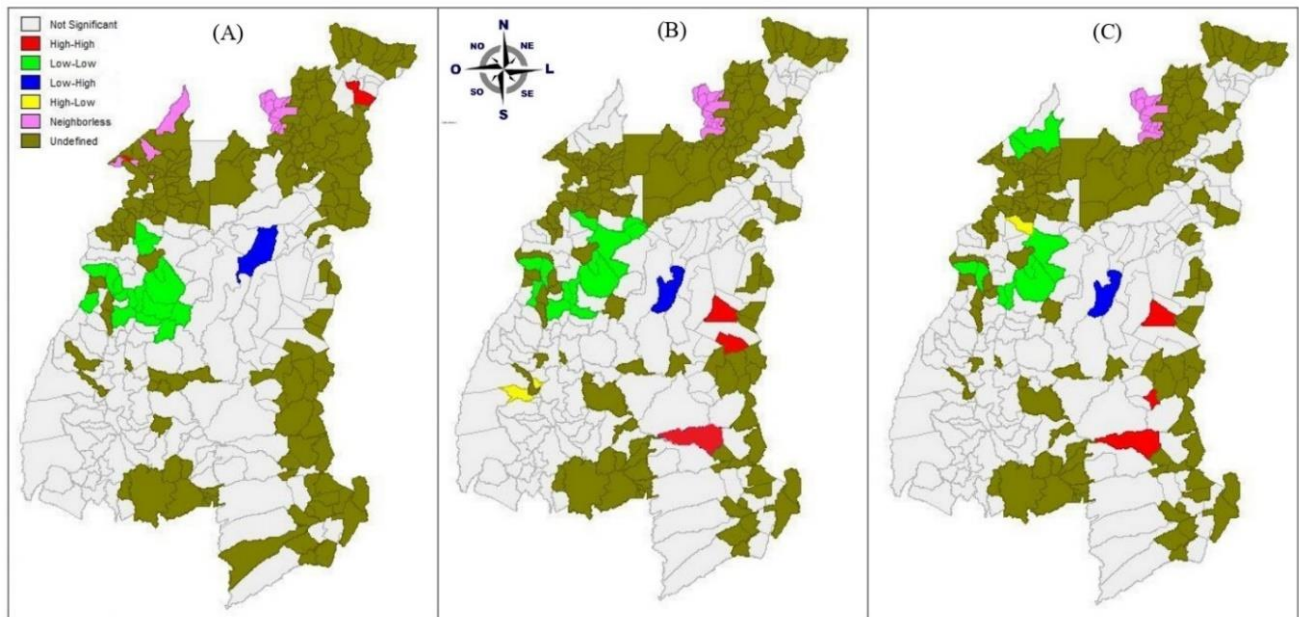


Figura 4.8 - Distribuição dos clusters da LISA para as médias interanuais da GrWF ( $\text{m}^3/\text{t}$ ) dos municípios, nos períodos de 1999 a 2008 (A), 2009 a 2018 (B) e 1999 a 2018 (C).

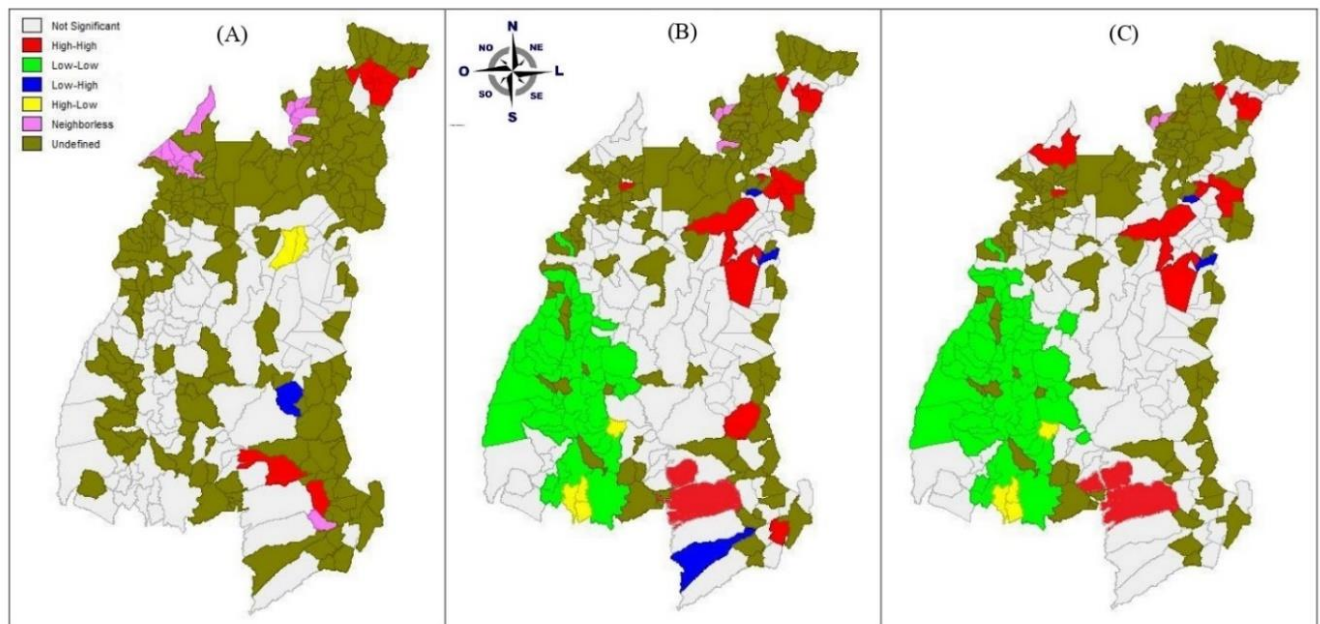


Figura 4.9 - Distribuição dos clusters da LISA para as médias interanuais da GWF ( $\text{m}^3/\text{t}$ ) dos municípios, nos períodos de 1999 a 2008 (A); 2009 a 2018 (B) e 1999 a 2018 (C).



**Tabela 4.4.** RWF (m<sup>3</sup>/t) média de produção de soja de 1999 a 2018 por tipo de aglomerado.

	LL	HH	LH	HL
<b>Média</b>	1844,8 <sup>a</sup>	3150,4 <sup>b</sup>	2814,6 <sup>b</sup>	2020,1 <sup>a</sup>
<b>CV (%)</b>	14,9	12,7	14,8	27,3
<b>Min</b>	1676,7	1932,1	1815,9	1478,4
<b>Max</b>	2948,5	3849,2	3095,7	3433,9

Diferença significativa ao nível de  $P < 0,05$  para as letras "a" e "b".

A distribuição espacial dos valores estimados para AWF (Fig. 4.10) pelo método krigagem, confirma a existência de poucos agrupamentos de alto consumo de água para a produção de soja concentrados nas microrregiões nº 6 e nº 19 (Barreiras e Geral de Balsas, respectivamente). A maioria dos municípios com alto consumo de RWF (57 municípios) está dispersa nas microrregiões da borda leste. Menos de um terço (108 municípios) apresentou produção contínua há pelo menos dez anos. Nesses, houve uma tendência significativa para a elevação da AWF ( $ZMK = 5,47$ ,  $p = 0,03$ ) em todas as microrregiões produtivas devido à expansão da área plantada. A média anual de AWF dos municípios produtores variou de 0,3 km<sup>3</sup> a 2,831 km<sup>3</sup>. A maior AWF registrada (3.897 km<sup>3</sup>) na série histórica ocorreu em 2018, em Formosa do Rio Preto, na microrregião nº 6 (Barreiras - BA). Foram escassos os municípios contidos nos clusters HH e HL (14 municípios), mas concentraram grandes áreas territoriais. A maior frequência de municípios com mais de 10 anos de produção foi verificada nas microrregiões do centro-sul do Tocantins (Fig. 4.10).

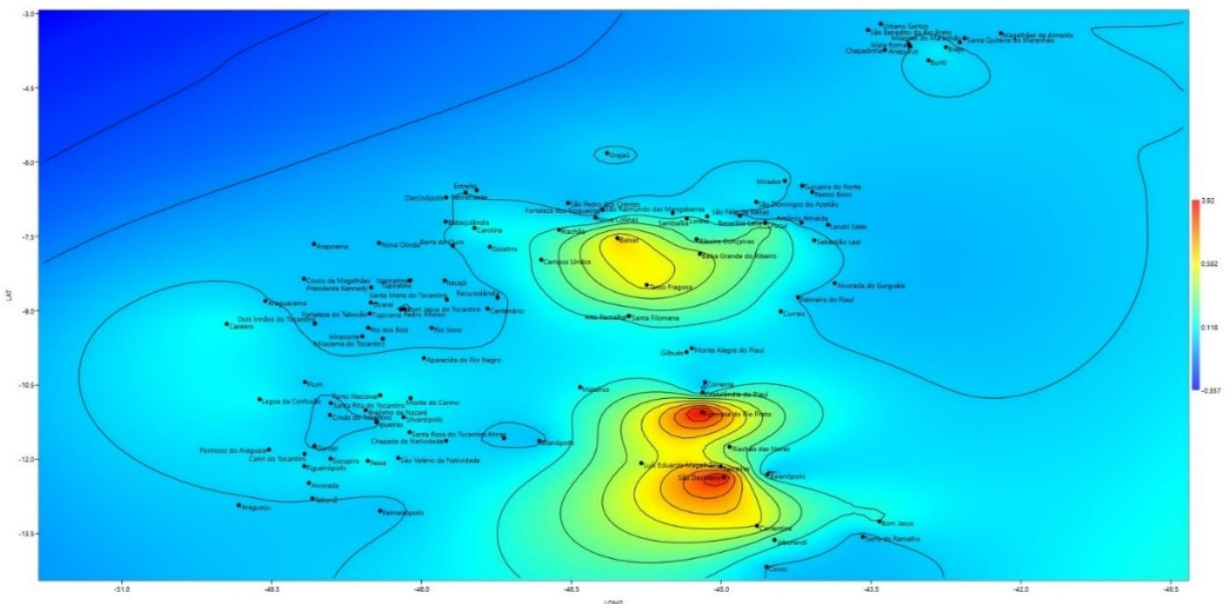


Figura 4.10 - Krigagem das maiores AWF dos municípios com mais de 10 anos de soja contínua de 1999 a 2018.

#### 4.8 - Discussão

A maioria dos estudos anteriores sobre a WF da produção de soja se concentram em escalas nacional ou global (D'ODORICO *et al.*, 2019; HOEKSTRA, 2017; LOVARELLI *et al.*, 2016). Esse estudo fornece uma investigação mais detalhada sobre as mudanças ocorridas nos últimos 20 anos sobre a WF da soja de verão em uma escala subnacional, microrregional e municipal.

O consumo eficaz da GrWF está fortemente relacionado ao rendimento da cultura (HOEKSTRA *et al.*, 2011; MEKONNEN; HOEKSTRA, 2011; TUNINETTI *et al.*, 2017). Nesse sentido, os resultados desse estudo revelaram tendência de redução da GrWF (Fig. 4.3A). O avanço tecnológico na seleção e produção de sementes mais resistentes a escassez hídrica, a melhoria das técnicas de plantio e os investimentos em modificação das características do solo, por meio de calagem e adubação, são fatores responsáveis pelos ganhos de rendimento verificados nas últimas décadas de cultivo de soja na Cerrado (BATTISTI *et al.*, 2017; LOPES ; GUIMARÃES, 2016; PETTER ; MADARI, 2012). Outros fatores como o tempo de produção, a severidade do mesoclima e a integralidade do pacote tecnológico também afetam decisivamente o desempenho das culturas (BATTISTI *et al.*, 2017; MÜLLER *et al.*, 2018; ZALLES *et al.*, 2019) e se refletem na grande variabilidade espacial (CV = 32%) e nas diferenças entre as médias de GrWF de cada microrregião (Fig. 4.4) analisada nesse estudo (Tabela 4.2).

A média interanual estimada por esse estudo para a GrWF foi inferior a de por Gelain *et al* (2018), no período de 2002 a 2016, nessa mesma região. O valor estimado por Gelain *et al* (2018) foi de 1726 m<sup>3</sup>/t enquanto o desse estudo foi de 1379 m<sup>3</sup>/t. Essa diferença pode ser resultado do método e do detalhamento da escala, pois Gelain *et al* (2018) adaptou os parâmetros nacionais propostos por Mekonnen e Hoekstra (2011). Ressalta-se que nesse estudo, as GrWF variaram de 981 m<sup>3</sup>/t a 1774 m<sup>3</sup>/t na escala temporal (Fig. 4.3A) e de 773 m<sup>3</sup>/t a 2053 m<sup>3</sup>/t na escala espacial interanual (Tabela 4.2; Fig. 4.4).

Estudos de escala local no Brasil, em diferentes Domínios, também mostraram grande variabilidade espacial e temporal da GrWF. No Domínio amazônico, Costa *et al.*(2018) calcularam uma média interanual de 1139 m<sup>3</sup>/t ao testar oito cultivares de soja, entre 2010 e 2014, com variações de 872 m<sup>3</sup>/t a 1591 m<sup>3</sup>/t conforme a safra. Em outra região do Domínio amazônico, Costa *et al.* (2016) constataram que os valores da GrWF variaram de 960 m<sup>3</sup>/t a 1239 m<sup>3</sup>/t, a depender do cultivar de soja em 2014. Já Bleninger e Kotsuka (2015) chegaram ao valor de 1793 m<sup>3</sup>/t ao

calcular a GrWF da soja no Domínio da Mata Atlântica, na região sul do Brasil. Esses valores obtidos em escalas territoriais mais refinadas no Brasil diferem substancialmente do valor de 2186 m<sup>3</sup>/t estimado em escala nacional por Mekonnen e Hoekstra (2011).

Fatores climáticos também afetam a GWF, pois influenciam as decisões dos agricultores a respeito da taxa de utilização de herbicidas. Além disso, fatores como a textura dos solos, intensidade das chuvas e tecnologia de aplicação do agroquímico são decisivos para estimar a capacidade de lixiviação e percolação desses insumos (BATTISTI et al., 2017; VOLLMER et al., 2016; MEKONNEN et al., 2015). O herbicida glifosato se destaca pelo elevado coeficiente de partição na fração orgânica do solo (Koc), o que indica que ele é pouco perdido por lixiviação. Contudo, seu risco ambiental é substancial devido ao volume e frequência com que é utilizado nas lavouras de soja do Brasil (BENTO, 2018; BOMBARDI, 2018).

Nesse estudo, o padrão de tolerância para resíduos de glifosato da UE foi usado como referência para o cálculo da GWF, o que dificulta a comparabilidade do estudo. Isso resultou em uma média interanual de 1446 m<sup>3</sup>/t, com valores que oscilaram entre 1025 m<sup>3</sup>/t e 2323 m<sup>3</sup>/t, de acordo com a microrregião (Fig. 4.9; Tabela 4.3). Essa média foi superior a calculada por Boff (2016), que estimou em 1159 m<sup>3</sup>/t a GWF média interanual pela aplicação de glifosato nas culturas de soja, em áreas de Cerrado entre 2009 e 2014. Os escassos estudos que utilizaram o glifosato como indicador de GWF avaliaram a produção de cana-de-açúcar, arroz e café (BARRETO, 2018; BOFF, 2016; PARAIBA et al., 2014; SOUZA ; COHIN, 2016; VALE et al., 2019) obtiveram médias inferiores aquelas estimadas com o fosforo como indicador de GWF, ou seja, proporções de 8 a 12% da RWF. Contudo, esses estudos utilizaram o padrão brasileiro de tolerância para resíduos de glifosato de até 500 µg/L (BRASIL, 2005).

As estiagens de 2012 e 2016 causaram impactos na produção agrícola e favoreceram o aumento do risco de pragas em quase todas as microrregiões situadas no Cerrado (MARENGO ; ALVES, 2016; PYŠEK *et al.*, 2012; ROSSATO *et al.*, 2017; SILVA *et al.*, 2017). Com isso, a taxa de aplicação de glifosato nas lavouras de soja cresceu e foi a principal causa do aumento anual da GWF (Fig. 4.3B). Os registros oficiais mostram que em 1999, uma média de 1,5 kg/ha de ingrediente ativo foi usada. Essa média foi se elevando até 6,9 kg/ha em 2012 e permaneceu dentro da escala de 6 kg/ha até 2014. O pico de uso de 2016 coincidiu com a maior estiagem da série Histórica estudada (IBAMA, 2017, CONAB, 2018). Contudo, Balduino *et al.*, (2019) avaliaram a concentração de glifosato em uma bacia hidrográfica da microrregião nº 28 e detectaram valores

de até 0,09 µg/L durante os tratamentos culturais da soja na safra 2018. Esse valor é muito superior ao limite permissível da EU e indica acumulação ao longo do período produtivo de soja.

O GWF também está inversamente relacionado ao rendimento das culturas. No entanto, o aumento da taxa de aplicação de glifosato ocorreu de forma desproporcional aos acréscimos de rendimento. Por isso, o Brasil é o maior consumidor mundial de pesticidas desde 2008 (BOMBARDI, 2018; INPE, 2017) e o GWF mostrou tendência positiva (Fig. 4.3B), embora o rendimento das culturas tenha aumentado durante o período estudado. Assim, o balanço entre GrWF e GWF manteve estável a RWF (Fig. 4.3C; Fig. 4.7A; Fig. 4.7B) da soja nas áreas estudadas durante os últimos 20 anos.

Embora diferentes métodos e indicadores tenham sido usados nos estudos internacionais sobre WF, esses mostram uma tendência global para a redução de RWF por unidade de produção na China, França, Canadá e Argentina (LU *et al.*, 2016; ZHUO *et al.*, 2016, CAO *et al.*, 2015, XU *et al.*, 2015, CHAPAGAIN ; HOEKSTRA, 2011). Na China, por exemplo, Zhuo *et al.* (2016) mostraram que houve decréscimo de 4395 m<sup>3</sup>/t para 2134 m<sup>3</sup>/t na média de RWF da produção de soja entre 1978 e 2008. Essa redução foi motivada pela racionalização da aplicação de pesticidas e irrigação, o que reduziu a GWF e azul WF.

A variabilidade espacial detectada na GrWF e GWF (Fig. 4.4; Fig. 4.5) foi compatível com a detectada em outros estudos nacionais e internacionais (ALDAYA *et al.*, 2010; CHAPAGAIN ; HOEKSTRA, 2004; LU *et al.*, 2016; ZUO *et al.*, 2016). Contudo, os resultados do I-moran (Fig. 4.6) e da LISA (Fig. 4.7) indicam que o valor da RWF da produção de soja não ocorreu aleatoriamente. As microrregiões que possuem dois ou mais municípios com produção consolidada há mais de 10 anos têm padrões espaciais integrados na média interanual (Fig. 4.10) e são as novas fronteiras de investimento mais ativas do agronegócio no Brasil. Em geral, os resultados de LISA para RWF (Fig. 4.7), GrWF (Fig. 4.8), GWF (Fig. 4.9) e krigagem para AWF (Fig. 4.10) identificaram a presença consolidada de duas zonas de alto consumo de água destinadas à produção de soja dentro da delimitação territorial deste estudo: as microrregiões nº 6 e nº 19 (Fig. 4.1). Araújo *et al.* (2019) também identificaram essas microrregiões como de alta produção e afirmam que a descontinuidade geográfica na produção de soja entre elas é resultado da presença do Parque Estadual do Jalapão e do Parque Nacional nascentes do Parnaíba.

O crescimento da pesquisa privada, principalmente por grandes empresas multinacionais, coincide com o processo de concentração da produção de soja em áreas que receberam as maiores

contribuições tecnológicas no campo do desempenho de cultivares resistentes à ação do glifosato e as condições climáticas da região (ANDERSON *et al.*, 2016; DEKAMIN *et al.*, 2018; MORERA *et al.*, 2016; FIGUEIREDO, 2016; NUNES *et al.*, 2016). Isso favoreceu a redução da GrWF, mas também o crescimento da GWF e da AWF devido ao sucesso produtivo que incentivou a expansão das áreas destinadas ao cultivo de soja.

As análises especiais e temporais realizadas no presente estudo demonstram que o AWF da produção de soja na área de estudo tem aumentado em decorrência do crescimento do número de municípios de baixo consumo e da concentração de alto consumo nas microrregiões do extremo oeste da Bahia (Fig. 4.10). Em geral, as microrregiões do Sul do Maranhão e sudoeste do Piauí ampliaram suas produções de soja em razão dos bons resultados econômicos do extremo oeste Baiano (ARAÚJO *et al.*, 2019; FIGUEIREDO, 2016; WEINHOLD *et al.*, 2013). Além disso, incentivos para o crescimento de áreas cultivadas foram associados à melhoria das infraestruturas rodoviárias, valorização dos preços da soja nos mercados internacionais e incentivos de crédito. Isso transformou a estrutura agrária de subsistência tradicional em uma estrutura agrária mecanizada (CAPELLESSO *et al.*, 2015; GLAUBER, 2019; ITC, 2019).

A intensificação da produção de soja, quando bem planejada, pode impedir a abertura de novas áreas de cultivo e evitar o desmatamento da vegetação nativa. Matsuura *et al.* (2017) realizaram um inventário da soja com dados de fazendas de uma microrregião do Cerrado e concluíram que as mudanças no uso da terra impulsionaram as mudanças climáticas locais. Ademais, o desempenho ambiental do cultivo de soja pode ser melhorado com a otimização do uso de agrotóxicos.

Nesse contexto, a AWF cresceu continuamente em todas as microrregiões e a relação entre o aumento da produção de soja e o consumo de água ocorreu como o previsto em escala global por vários pesquisadores (GLAUBER, 2019; PORKKA *et al.*, 2016; PFISTER; BAYER, 2014; RAN *et al.*, 2017). Os estudos desses pesquisadores afirmam que para dobrar a produção agrícola é necessário quadruplicar o consumo de água. Nosso estudo, mostrou que no Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil, entre 1999 e 2018, a produção aumentou 1,97 vezes enquanto o consumo de água fresca destinada a essa produção aumentou 3,68 vezes ( $R = 0,61$ ;  $p = 0,05$ ).

A sustentabilidade da produção de soja parece depender do desenvolvimento de novas variedades de cultivares mais resistentes ao estresse hídrico, pois a tendência de redução da precipitação vem se confirmando (AYALA *et al.*, 2016; MARENGO ; ALVES, 2016; ROSSATO

*et al.*, 2017; SPERA *et al.*, 2016). Os agricultores brasileiros utilizam um limiar médio anual de precipitação de 1000 mm para determinar se uma área é adequada para a agricultura alimentada por chuva (NUNES *et al.*, 2016; MEKONNEN *et al.*, 2015). O desenvolvimento de novas variedades por instituições de pesquisa deve diminuir esse limite para 800 mm ou menos (LOPES E GUIMARÃES, 2016; MARTINELLI *et al.*, 2010). As alterações genéticas implementadas na soja, para torná-la resistente às condições de escassez hídrica do Cerrado, têm desenvolvido cultivares cujas necessidades hídricas são menores (ADEGAS *et al.*, 2017; ANDERSON *et al.*, 2016; MORERA *et al.*, 2016). Contudo, se a utilização de agrotóxicos não for reduzida, a sustentabilidade desta cultura ficará em risco, uma vez que a quantidade de água disponível para diluir os resíduos tóxicos das plantações tende a se tornar insuficiente (LENG *et al.*, 2015; HOEKSTRA *et al.*, 2011; CHAPAGAIN ; HOEKSTRA, 2011).

Resende *et al.* (2019) avaliaram as consequências futuras da rápida expansão da agricultura no Cerrado sobre seis serviços ecossistêmicos: produção de água, retenção de sedimentos, retenção de nutrientes, armazenamento de carbono, líquido produtividade primária e provisão de alimentos silvestres. Os pesquisadores descobriram que as mudanças esperadas no uso da terra tendem a diminuir a provisão de serviços ecossistêmicos ao longo do tempo. Por isso, identificar áreas prioritárias na região é importante para promover ações de conservação e controlar os conflitos com o desenvolvimento agropecuário.

Cabe ressaltar que no Cerrado, o Sistema radicular muito profundo da vegetação nativa é o principal mecanismo de aumento do tempo de residência da água nas microbacias hidrográficas das microrregiões e de abastecimento das reservas subterrâneas durante o período chuvoso (LAHSEN *et al.*, 2016; SPERA *et al.*, 2016; STRASSBURG *et al.*, 2017). Nesse sentido, Para Vollmer *et al.* (2016), o valor dos estudos da WF está em sinalizar onde há necessidade de avaliações mais detalhadas do consumo de recursos hídricos. Embora existam incertezas quanto ao uso da WF nas discussões de políticas, uma vez que lhe falta informações diretas sobre os impactos do consumo virtual de água, a WF pode ser o melhor indicador para tomadores de decisão que buscam gerenciar os impactos e a dependência de seus setores em relação aos recursos hídricos.

#### 4.9 - Conclusões

Esse estudo revela pela primeira vez a dinâmica temporal e espacial da WF da produção de soja na fronteira agrícola do Domínio Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil, no período de 1999 a 2018. Ineditamente também, quantifica a GWF por meio do limite permissível da União Europeia para o herbicida glifosato.

A análise de séries temporais em escala regional revelou que o consumo de água verde para suprir a produção de soja teve significativa redução ao longo dos últimos 20 anos. Todavia, a RWF se manteve estável devido à elevação da GWF nesse período. Isso ocorreu porque o aumento da taxa de aplicação de glifosato foi desproporcional aos ganhos de rendimento da soja.

A análise espacial exploratória em escala sub-regional revelou que o número de microrregiões com alto consumo de água verde ( $> 1500 \text{ m}^3/\text{t}$ ) diminuiu ao longo do tempo. No entanto, o número de microrregiões com alto consumo de água cinza ( $> 1200 \text{ m}^3/\text{t}$ ) aumentou. A grande variabilidade da GrWF e do GWF mostrou que muitas microrregiões diferem significativamente e aquelas próximas a transição do Cerrado com a Caatinga são as que apresentam maior consumo de água.

A análise de associação espacial identificou poucos, mas persistentes aglomerados espaço-temporais de alto consumo de água para produção de soja. A minoria dos 57 municípios de alto consumo não forma clusters, porém os clusters existentes são mais frequentes nas microrregiões da fronteira leste do território estudado, próximas as áreas de transição entre Cerrado e Caatinga. Os municípios de baixo consumo se concentram nas áreas de transição entre Cerrado-Amazônia. Além disso, a AWF teve crescimento substancial em todos os municípios produtores de soja, embora tenha ocorrido a formação de apenas dois hotspots persistentes na microrregião de Barreiras na Bahia (Fig. 4.1, nº 6, Fig. 4.10) e um outro em formação na microrregião de Geral de Balsas no Maranhão (Fig. 4.1, nº 19, Fig. 4.10).

Com base em nossos achados, estratégias de intervenção para promover o desenvolvimento sustentável, como o programa de agricultura de baixa emissão de carbono – ABC, podem ser melhor direcionadas para os municípios dessas microrregiões, particularmente para aqueles municípios identificados como de alto risco.

#### 4.10 – Referências

ADEGAS, F.S. et al. **Impacto econômico da resistência de plantas daninhas a herbicidas no Brasil**. Londrina: Embrapa Soja, P.11.2017 (Embrapa Soja. Circular Técnica, 132). Disponível em :<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/162704/1/CT132-OL.pdf>

ALDAYA, M.M.; ALLAN, J.A.; HOEKSTRA, A.Y. Strategic importance of green water in international crop trade. **Ecol. Econ.** v. 69, n. 4, p. 887–894, 2010. Disponível em:<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.001>

ALLAN, J.A. **Policy responses to the closure of water resources**. Water Policy: Allocation and Management in Practice. London, Chapman and Hill. 1996. Disponível em: <http://www.amac.md/Biblioteca/data/28/14/10/53.2.pdf>

AMARANTE JR, O.P. de; Glifosato: propriedades, toxicidade, usos e legislação. **Quim. Nova**, v. 25, n.4, p. 589-593,2002. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422002000400014>.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Divisão Hidrográfica Nacional**. Ministério do Meio Ambiente (Brasil), 2003. Disponível em :[http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/aguas-no-brasil/panorama-das-aguas/copy\\_of\\_divisoes-hidrograficas](http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/aguas-no-brasil/panorama-das-aguas/copy_of_divisoes-hidrograficas)

ANACHE, J.A.A. et al. Hydrological trade-offs due to different land covers and land uses in the Brazilian Cerrado. **Hydrol. Earth Syst. Sci.** v. 23, p. 1263–1279, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/hess.4688>

ANDERSON, M.C. et al. The evaporative stress index as an indicator of agricultural drought in Brazil: an assessment based on crop yield impacts. **Remote Sens. Environ.** v. 174, p. 82–99, 2016. Disponível em : <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.11.034>

ANDERSON, T. W. **The Statistical Analysis of Time Series**. Wiley & Sons, New York, 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/9781118186428>

ANDREEA, E.S. et al. Water footprint assessment in the winemaking industry: a case study for a Romanian medium size production plant. **J. Clean Prod.** v. 43,p. 122-135,2013.Disponível em :<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.11.051>

ARAÚJO, M.L.S. et al. Spatiotemporal dynamics of soybean crop in the MATOPIBA region, Brazil (1990–2015). **Land Use Pol.** v. 80, p. 57-67,2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.040>

AYALA, L.M. et al. Impact of agricultural expansion on water footprint in the Amazon under climate change scenarios. **Sci. Total Environ.** v. 570, p. 1159–1173,2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.191>

BALDUINO, A.R. et al. Monitoring of water quality in the Basin of São João River and detection of agrochemical glyphosate in the water reservoir for urban supply in the municipality of Porto



Nacional - Tocantins, Brazil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**. v. 10, n.2,2019. Disponível em: <http://sustenere.co/index.php/rica/article/view/2943>

BALDUINO, A.R. et al. Characterization of water infiltration in the soil of the São João River Basin on the municipality of Porto Nacional, in the State of Tocantins, Brazil. **Aust. J. Basic and Appl. Sci.** v. 12,p. 81-87,2018a. Disponível em: <https://doi.org/10.22587/ajbas.2018.12.9.14>

BALDUINO, A.R. et al. Hydric balance and climatic classification of the city of Porto Nacional, state of Tocantins, inserted in the Legal Amazon, Brazil. **Int. J. Adv. Eng. Res. and Sci.**v. 5,p. 259-263,2018b. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.22161/ijaers.5.3.34>

BARAKAT, R. Probability density functions of sums of sinusoidal waves having non-uniform random phases and random numbers of multipath. **J. Acoust. Soc. American.** v. 83, p.1014-1025,1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1121/1.396046>

BARRETO, M. DE L.P. **Estimativa do volume de água cinza de misturas de pesticidas utilizadas na cana-de-açúcar em um argissolo amarelo.** (Dissertação de mestrado). Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, Universidade Federal de Pernambuco. 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/32024>

BATTISTI, R. et al. Assessment of soybean yield with altered water-related genetic improvement traits under climate change in Southern Brazil. **Eur. Journal of Agronomy**, v. 83, p. 1-14,2017.

BENTO, C.P.M. **Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid (AMPA) Behavior in Loess Soils and Off-site Transport Risk Assessment.** (PhD thesis). Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.18174/458142> .

BLNINGER, 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, p.15-24,2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5894/rh36n1-2>

BOFF, R.F. **Grey water footprint (GWF) by agrochemicals: a case study of soybean farming in the Brazilian Cerrado.** (Dissertação de mestrado). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: [http://bdtd.ibict.br/vufind/Record/PUC\\_RIO-1\\_95d1bc67c52728ee97d109fc824c0af2](http://bdtd.ibict.br/vufind/Record/PUC_RIO-1_95d1bc67c52728ee97d109fc824c0af2).

BOMBARDI, L.M. **Geografia do uso de agrotóxicos no Brasil e conexões com a União Europeia.** São Paulo, FFLCH - USP, 2018. Disponível em: <http://conexaoagua.mpf.mp.br/arquivos/agrotoxicos/05-larissa-bombardi-atlas-agrotoxico-2017.pdf>.

BRASIL, 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. **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. Disponível em: [http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO\\_CONAMA\\_n\\_357.pdf](http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf)

BRASIL, J.; SOUSA, S.B.; ALVES, R.R. Mapeamento de Solos da Folha Cotegipe (BA) como subsídio ao uso das Terras. **Ateliê geográfico** v. 8, p. 50-69. Disponível em: <https://doi.org/10.5216/ag.v8i3.23134>.

CAO, X; WANG, Y; WU, P; ZHAO, X; WANG, J. An evaluation of the water utilization and grain production of irrigated and rain-fed croplands in China. **Sci. Total Environ.** v.529, n.1, p. 10-20,2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.011>

CAPELLESSO, A.J. et al. Economic and environmental impacts of production intensification in agriculture: comparing transgenic, conventional, and agroecological maize crops. **Agroecol. Sustain. Food Syst.** v. 40, n. 3, p. 215-236, 2015. Disponível em: [https:// dx.doi.org/10.1080/21683565.2015.1128508?journalCode=wjsa21](https://dx.doi.org/10.1080/21683565.2015.1128508?journalCode=wjsa21).

CARR, J.A. et al. Recent History and Geography of Virtual Water Trade. **PLoS ONE** v.8, n. 2, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0055825>

CAZCARRO, I.; HOEKSTRA, A.Y.; CHÓLIZ, J.S. The water footprint of tourism in Spain. **Tourism Manag.** v. 40, p. 90-10, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2013.05.010>

CHAPAGAIN, A.K; HOEKSTRA, A.Y. THE blue, green and grey water footprint of rice from production and consumption perspectives. **Ecol. Econ.**, v. 70, p. 749–758,2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.11.012>.

CHAPAGAIN, A.K; HOEKSTRA, A.Y. **Water footprints of nations.** Value of Water Research Report Series 16. UNESCO-IHE. Delft, the Netherlands, 2004. Disponível em: <http://www.waterfootprint.org/Reports/Report16Vol1.pdf>.

CONAB, 2018. Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da safra brasileira de grãos.** Brasília: CONAB. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/>

COOLEY, D. et al. A survey of spatial extremes: measuring spatial dependence and modeling spatial effects, **REVSTAT – Statist. J.**, v. 10, n. 1, p. 135–165,2012. Disponível em: [https://www.researchgate.net/profile/Elizabeth\\_Mannshardt/publication/267232576\\_A\\_survey\\_of\\_spatial\\_extremes\\_Measuring\\_spatial\\_dependence\\_and\\_modeling\\_spatial\\_effects/links/549039e40cf225bf66a826c8/A-survey-of-spatial-extremes-Measuring-spatial-dependence-and-modeling-spatial-effects.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Elizabeth_Mannshardt/publication/267232576_A_survey_of_spatial_extremes_Measuring_spatial_dependence_and_modeling_spatial_effects/links/549039e40cf225bf66a826c8/A-survey-of-spatial-extremes-Measuring-spatial-dependence-and-modeling-spatial-effects.pdf).

COOLEY, D.; SAIN, S.R. Spatial hierarchical modeling of precipitation extremes from a regional climate model. **J. Agric. Bio. Environ. Statist.** v. 15, p. 381–402, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13253-010-0023-9>

COSTA, D.C. et al. Pegada hídrica como indicador de sustentabilidade em polo de grãos na Amazônia. **Enciclopédia Biosfera**, v. 13, P. 920-929,2016. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.18677/Enciclopedia\\_Biosfera\\_2016\\_079](http://dx.doi.org/10.18677/Enciclopedia_Biosfera_2016_079).

COSTA, D.C. et al. Dinâmica temporal da pegada hídrica por cultivar de soja em polo de grãos no Oeste do Pará, Amazônia. **Revista Ambiente & Água**, v.13, n. 5, p. 2051, 2018. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2051>

CURADO, L.F.A. et al. Inter Seasonality of the Energy Fluxes in Brazilian Savana-Mato Grosso-Brazil. **Atmospheric and Climate Sciences**, v. 4, n. 2, p. 219-230,2014. Disponível em: <https://doi.org/10.4236/acs.2014.42025>

DEKAMIN, M.; BARMAKI, M.; KANOONI, A. Selecting the best environmental friendly oilseed crop by using life cycle assessment, water footprint and analytic hierarchy process methods. **J Clean Prod.** v. 198, p. 239-1250,2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.115>

DESJARDINS, J. **World's Largest Economies in 2030**. Visual Capitalist, January 11, 2019. Disponível em: <https://www.visualcapitalist.com/worlds-largest-10-economies-2030/>. Acesso em: Ago, 2019.

DESTRO, D. et al. Food type soybean cooking time: a review. **Crop Breed. Appl. Biotechnol.** v. 13, n. 3,2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S1984-70332013000300007>

D'ODORICO, P. et al. The global food energy water nexus. **Reviews of Geophysics** v.56, p.456– 531,2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2017RG000591>

D'ODORICO, P. et al. Global virtual water trade and the hydrological cycle: patterns, drivers, and socio-environmental impacts. **Environ. Res. Lett.** v .14, p. 053001, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab05f4>

EVANGELISTA, B.A. et al. **Zoneamento de risco climático para determinação de épocas de semeadura da cultura da soja na região MATOPIBA**. Palmas: Embrapa Pesca e Aquicultura, 2017. Disponível em: <https://www.embrapa.br/pesca-e-aquicultura/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1078131/zoneamento-de-risco-climatico-para-determinacao-de-epocas-de-semeadura-da-cultura-da-soja-na-regiao-MATOPIBA>

FAO. Food and Agriculture Organization of the UN. **Agrícola Perspectives**, p.2018-2027. Paris: OECD Publishing, 2018. Disponível em :[https://doi.org/10.1787/agr\\_outlook-2018-es](https://doi.org/10.1787/agr_outlook-2018-es).

FAO. Food and Agriculture Organization of the UN. **CROPWAT 8.0 model**. 2010. Disponível em : [http://www.fao.org/nr/water/infores\\_databases\\_cropwat.html](http://www.fao.org/nr/water/infores_databases_cropwat.html)

FIGUEIREDO, P.N. New challenges for public research organisations in agricultural innovation in developing economies: evidence from embrapa in brazil's soybean industry. **Q. Rev. Econ. Financ.**, v. 62, p. 21–32,2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.qref.2016.07.011>

FLACH, R. et al. Towards more spatially explicit assessments of virtual water flows: linking local water use and scarcity to global demand of Brazilian farming commodities. **Environ. Res. Lett.** v.11, n .7,2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/7/075003>.

FRANKE, N.A.; BOYACIOGLU, H.; HOEKSTRA, A.Y. **Grey water footprint accounting: Tier 1 supporting guidelines**. Water Research Report Series n. 65,2013 UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands. Disponível em: [https://waterfootprint.org/media/downloads/Report65-GreyWaterFootprint-Guidelines\\_1.pdf](https://waterfootprint.org/media/downloads/Report65-GreyWaterFootprint-Guidelines_1.pdf)

GARCÍA-MORILLO, J. et al. Linking water footprint accounting with irrigation management in high value crops. **J Clean Prod.** v. 87, p. 594–602,2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.07.048>

GELAIN, J.G. et al. Volume and value of virtual water exported by soybeans in the region of MATOPIBA. **Rev. Econ. NE**, v. 49, n. 3, p. 93-112, 2018. <https://ren.emnuvens.com.br/ren/article/view/769>

GELMAN, A. et al. **Bayesian data analysis**. Third Edition. London; New York: Chapman & Hall, 2014. Disponível em: [https://statisticalsupportandresearch.files.wordpress.com/2017/11/bayesian\\_data\\_analysis.pdf](https://statisticalsupportandresearch.files.wordpress.com/2017/11/bayesian_data_analysis.pdf)

GERBENS-LEENES, P. W.; HOEKSTRA, A.Y.; MEER VAN DER, T.H. The water footprint of energy from biomass: A quantitative assessment and consequences of an increasing share of bio-energy in energy supply. **Ecol. Econ.**, v. 68, p. 1052-1060,2008. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.07.013>.

GERBENS-LEENESA, P.W.; HOEKSTRAB, A.Y.; BOSMANB, R. The blue and grey water footprint of construction materials: Steel, cement and glass. **Water Resources and Industry**, v. 19, p. 1–12,2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wri.2017.11.002>

GETIS, A.; ORD, J. K. The Analysis of Spatial Association by Use of Distance Statistics. **Geographical Analysis**, v. 24: p. 189-206,1992. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1992.tb00261.x>

GLAUBER, L. X. MATOPIBA: l'occupation de la nouvelle frontière agricole dans les cadres du modèle d'exportation de la spécialisation productive. **Revue franco-brésilienne de géographie**, n. 39, 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4000/confins.17590>

HELSTROM, C. Distribution of the envelope of a sum of random sine waves and gaussian noise. **IEEE Trans. Aerosp. Electron. Syst.** v. 35, p. 594-601,1999. Disponível em: <https://doi.org/10.1109/7.766940>

HOEKSTRA, A.Y (ed.). **Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade, Value of Water**. Research Report Series No.12.2003. UNESCO-IHE. Disponível em: <https://waterfootprint.org/media/downloads/Report12.pdf> .Acesso em: Jul, 2017.

HOEKSTRA, A.Y. A critique on the water-scarcity weighted water footprint in LCA. **Ecol. Indic.** v. 66, p. 564–573, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.026>

HOEKSTRA, A.Y. Water Footprint Assessment: Evolvement of a New Research Field. **Water Resour. Manag.** v. 231, p. 1-21, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1618-5>

HOEKSTRA, A.Y. et al. **The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard.** 2011 Earth scan, London, UK. Disponível em: [https://waterfootprint.org/media/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManual\\_2.pdf](https://waterfootprint.org/media/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManual_2.pdf)

HOGEBOM, R.J.; KNOOK, L.; HOEKSTRA, A.Y. The blue water footprint of the world's artificial reservoirs for hydroelectricity, irrigation, residential and industrial water supply, flood protection, fishing and recreation. **Advances in Water Resources**, v.113, p. 285–294, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2018.01.028>

HUANG, J. et al. The impact of local crops consumption on the water resources in Beijing. **J. Clean** v. 21, p. 45–50, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.09.014>

IBAMA. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. **1º Relatório semestral de agrotóxicos**, 2017. Disponível em: <https://servicos.ibama.gov.br/>

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Biomas do Brasil** (1: 5.000.000), 2004. Disponível em: <https://mapas.ibge.gov.br/tematicos>

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 2017: Brasil**, 2018. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/home/>.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Sistema Integrado de Recuperação Automática de dados - SIDRA**, 2017. <https://sidra.ibge.gov.br/home/lspa/brasil>. Acesso em: Nov, 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Solos do Brasil**. - Escala 1:5.000.000". Rio de Janeiro 2001: IBGE. Disponível em: <https://ww2.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/31072003mapasolos.shtm>. Acesso em: Nove, 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção agrícola municipal: culturas temporárias e permanentes**. 43, 2016. Disponível em: [https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/66/pam\\_2016\\_v43\\_br.pdf](https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/66/pam_2016_v43_br.pdf) .

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção agrícola municipal: culturas temporárias e permanentes**. 45, 2018b. Disponível em: [https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/66/pam\\_2018\\_v45\\_br.pdf](https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/66/pam_2018_v45_br.pdf).

INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Brasil: líder mundial no uso de agrotóxicos**. Disponível em: <http://www.ccst.inpe.br/brasil-lider-mundial-no-uso-de-agrotoxicos/>

INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Monitoramento do El Niño**. <http://enos.cptec.inpe.br/> Acesso em: Maio, 2018.

INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Projeto TerraClass: Cerrado**. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/tcCerrado>. Acesso em: fev, 2018.

INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Projeto Topodata: banco de dados geomorfométricos do Brasil, 2011**. Disponível em: <http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/>

ITC, International Trade Centre. **Trade statistics for international business development**. Geneva: ITC, 2019. Disponível em: [https://www.trademap.org/Country\\_SelProduct\\_Map.aspx?nvpm=1||||1201||4|1|1|1|1|2|1|1](https://www.trademap.org/Country_SelProduct_Map.aspx?nvpm=1||||1201||4|1|1|1|1|2|1|1)

JALAVA, M. et al. Diet change and food loss reduction: What is their combined impact on global water use and scarcity? **Earth's Future** v. 4, p. 62–78, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2015EF000327>

KRUGER, M. et al. Detection of Glyphosate Residues in Animals and Humans. **J. Environ. Anal. Toxicol.**, v. 4, n. 2, p. 1-16, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.4172/2161-0525.1000210>

LAHSEN, M.; BUSTAMANTE, M.M.C.; DALLA-NORA, E.L. Undervaluing and Overexploiting the Brazilian Cerrado at Our Peril. **Environment: Science and Policy for Sustainable Development**, v. 58, n. 6, p. 4-15, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00139157.2016.1229537>

LATHUILLIÈRE, M.J. et al. Evaluating water use for agricultural intensification in Southern Amazonia using the Water Footprint Sustainability Assessment. **Water** v. 10, p. 349, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w10040349>

LATHUILLIÈRE, M.J. et al. Environmental footprints show China and Europe's evolving resource appropriation for soybean production in Mato Grosso, Brazil. **Journal Environ. Res. Lett.** v. 9, n. 7, p. 074001, 2014. Disponível em: https

LENG, G. et al. A modeling study of irrigation effects on global surface water and groundwater resources under a changing climate. **J. Adv. in Model. Earth Syst.** v. 7, p. 1285–1304, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2015MS000437>.

LIN, J., KHADE, R., LI, Y., 2012. Rotation-invariant similarity in time series using bag-of-patterns representation. **J. Intellig. Inform. Syst.**, v. 39, n. 2, p. 287-315, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10844-012-0196-5>

LIN, M.; HUANG, Q. Exploring the relationship between agricultural intensification and changes in cropland areas in the US. **Agriculture, Ecosystems and Environment**.v. 274, p.33–40, 2019. Disponível em: https



LIU, J., SAVENIJE, H.H.G. Food consumption patterns and their effect on water requirement in China. **Hydrol. Earth Syst. Sci.** v. 12, p. 887-898, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/hess-12-887-2008>

LOPES, A.S.; GUIMARÃES G.L.R.A. Career perspective on soil management in the Cerrado region of Brazil. **Adv. Agron.** v. 137, p. 1-172, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2015.12.004>

LOVARELLI, D.; BACENETTI, J.; FIALA, M. Water Footprint of crop productions: A review. **Science of The Total Environment** p. 548–549, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.022>.

LU, Y. et al. Changes in water use efficiency and water footprint in grain production over the past 35 years: a case study in the North China Plain. **J Clean Prod.** v. 116, p. 71-79, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.01.008>

MACHADO, M.O. **Glifosato: a emergência de uma controvérsia científica global.** (Tese de Doutorado). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2016. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/169662/342944.pdf?sequen>. Acesso em: ago ,2019.

MANFRON, P. A; CARON, B. O. **Ambiente agrícola: atmosfera-solo-planta.** livro I. Porto Alegre: Cidadela, 2013.

MARENCO, J.A.; ALVES, L.M. Crise hídrica em São Paulo em 2014: seca e desmatamento. **Geosp – Espaço e Tempo.** v. 19, n. 3, p. 485-494, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geosp.2015.100879>.

MARSHALL, R. M. Mapping disease and mortality rates using Empirical Bayes Estimators. **Journal of the Royal Statistical Society,** v. 40, n. 2, p. 283-294, 1991.

MARSTON, L. et al. high-resolution water footprints of production of the united states. **Water Resources Research** v. 54, p.2288– 2316, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2017WR021923>

MARTINELLI, L.A. et al. Agriculture in Brazil: impacts, costs, and opportunities for a sustainable future. **Environ. Sustainab.** v. 2, n.5-6, p. 431-438, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.09.008>

MATSUURA, M.I.S.F. et al. Life-cycle assessment of the soybean-sunflower production system in the Brazilian Cerrado. **Int. J. Life Cycle Assess.** v. 22, n. 4, p. 492-501,2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1089-6>.

MEKONNEN, M.M.; HOEKSTRA, A.Y. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. **Hydrol. Earth Sys. Sci.** v. 15, p. 1577-1600, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/hess-15-1577-2011>

MEKONNEN, M.M. et al. Sustainability, efficiency and equitability of water consumption and pollution in Latin America and the Caribbean. **Sustainability**. v. 7 n. 2, p, 2086-2112. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su7022086>

MELO, D.C.R.; CASTRO, A.R. Uma nova abordagem para detecção de *outliers* em séries temporais: estudo de caso em consumo de energia na região amazônica. **Proceeding Series of the Brazilian Soc. App. Comput. Math.** v. 1, n. 1, p. 1951-54, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.5540/03.2013.001.01.0195>

MIRANDA, E.E.; MAGALHÃES, L.A.; CARVALHO, C.A. **Proposta de delimitação territorial do MATOPIBA**. Nota técnica 1. Campinas 2014: Embrapa. Disponível em: [https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT1\\_DelimitacaoMATOPIBA.pdf](https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT1_DelimitacaoMATOPIBA.pdf). Acesso em: Fev ,2018.

MODARRES, R.; SADEGHI, S. Spatial and temporal trends of dust storms across desert regions of Iran. **Nat. I Haz.** v. 90, n. 1.p. 101-115, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11069-017-3035-8>

MORERA, S. et al. Water footprint assessment in wastewater treatment plants. **J. Clean Prod.** v. 112, p. 4741-4748,2016 Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.102>

MORTAZAVI, S.M.; MALEKI, A.; YOUSEFI, H. Analysis of robustness of the Chinese economy and energy supply/demand fluctuations. **International Journal of Low-Carbon Technologies**, v. 14, n. 2, p. 147–159, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/ijlct/cty051>

MÜLLER, C. et al. Global patterns of crop yield stability under additional nutrient and water inputs. **PLoS ONE**, v. 13, n.6, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198748>

MYERS, N. et al. Hotspots Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**. v. 403 n. 6772, p. 853-858, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/35062>

NEOPANE, J.; GUO, W. Agronomic Basis and Strategies for Precision Water Management: A Review. **Agronomy**, v. 9, n. 2, p. 87, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/agronomy9020087>

NUNES, A.C. et al. Agronomic aspects of soybean plants subjected to deficit irrigation. **Revi. Bras. Eng. Agríc. Amb.**, v. 20, n. 7, p.654-659, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n7p654-659>

OSBORNE, J.W.; OVERBAY, A. The power of outliers and why researchers should always check for them **Pract. Assess. Res. Eval.**, v. 9, n .6, p. 1-18, 2004. Disponível em: <https://pareonline.net/getvn.asp?v=9&n=6> Acesso em: Fev, 2018.

PARAIBA, L.C. et al. “A mathematical model to estimate the volume of grey water of pesticide mixtures”. **Spanish Journal of Agricultural Research**, v. 12, n. 2, p. 509-518, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5424/sjar/2014122-4059>



PAULI, F.; RACUGNO, W.; VENTURA, L. Bayesian composite marginal likelihoods, **Statist. Sinica**, v. 21, p. 149–164, 2011. <https://www.jstor.org/stable/24309266> Acesso em: ago,2018.

PELLICER-MARTÍNEZ, F.; MARTÍNEZ-PAZ, J.M. Grey water footprint assessment at the river basin level: Accounting method and case study in the Segura River Basin, Spain. **Ecol. Indic.**, v. 60, p. 1173-1183, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.032>

PEREIRA, M.S.; ANGEOLETTO, F. Geografia médica e agronegócio: evolução espaço temporal dos cânceres do estômago, esôfago e pâncreas no estado de Mato Grosso a partir da década de 1990. **Revista Espaço Acadêmico**, v. 15, n. 179, 2016. Disponível em: <http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/EspacoAcademico/article/view/28215/0> Acesso em: ago, 2019.

PETTER, F.A.; MADARI, B.E. Biochar: potencial ambiental e agronômico em solos de Cerrado. **Rev. Bras. Eng. Agric. Ambient.**, v. 16, n. 7, p. 761-768, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662012000700009>

PFISTER, S.; BAYER, P. Monthly water stress: spatially and temporally explicit consumptive water footprint of global crop production. **Journal of Cleaner Production**, v. 73, p. 52-62, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.031>

PIGNATTI, W.A. et al. Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a Vigilância em Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 22, n. 10, p. 3281-3293, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1413-812320172210.17742017>

PORKKA, M. et al. Causes and trends of water scarcity in food production. **Environ. Res. Letters.**, v. 11, p. 1-12, 2016.

PYŠEK, P. et al. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. **Glob Chang Biol.**, v. 18, n. 5, p. 1725–1737, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x>

RAN, Y. et al. Freshwater use in livestock production: to be used for food crops or livestock feed? **Agricult. Syst.**, v. 155, p. 1-8, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.03.008>

RESENDE, F.M. et al. Consequences of delaying actions for safeguarding ecosystem services in the Brazilian Cerrado. **Biological Conservation**, v. 234, p. 90-99, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.009>

ROSA, L.; D'ODORICO, P. The water-energy-food nexus of unconventional oil and gas extraction in the Vaca Muerta Play, Argentina. **Journal of Cleaner Production**, v. 207, p. 743-750, 2019. Disponível em: https

ROSEGRANT, M.W. Global and Regional Perspectives of Food Economy and Policy. **World Food Policy**, v. 4, p. 7-18, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.18278/wfp.4.2.2>

ROSSATO, L. et al. Impact of soil moisture over Palmer Drought Severity Index and its future projections in Brazil. *Braz J. Water Resour.*, v. 22, n. 36, p. 1-16, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.0117160045>

RUSHFORTH, R. R.; RUDDELL, B. L. A spatially detailed blue water footprint of the United States economy. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* v. 22, p. 3007–3032, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/hess-22-3007-2018>

RUXTON, G.D.; BEAUCHAMP, G. Time for some a priori thinking about post hoc testing. *Behav. Ecol.*, v. 19, n. 3, p. 690–693, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/beheco/arn020>

SILVA, A.F. da. et al. **Percepção da ocorrência de plantas daninhas resistentes a herbicidas por produtores de soja-milho safrinha no Estado de Mato Grosso**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 26 (Embrapa Milho e Sorgo. Documentos, 209),2017. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/160022/1/doc-209.pdf>

SILVA, V.P.R. et al. Medições e modelagem da pegada hídrica da cana-de-açúcar cultivada no Estado da Paraíba. 2015. *Rev. bras. eng. agríc.*, v. 19, n. 6, p. 521-526, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n6p521-526>

SIMIONESCU, M.; BILAN, Y.; STREIMIKIENE, D. The Impact of Biodiesel Consumption by Transport on Economic Growth in the European Union. *Inzinerine Ekonomika-Engineering Economics*, v. 30, n. 1, p. 50–58,2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5755/j01.ee.30.1.21831>

SOUZA, M.A. DE. **Risco de contaminação da água por glifosato: Validação do modelo A.R.C.A. em uma lavoura de soja no entorno do Distrito Federal**. (Tese de Doutorado). Universidade de Brasília, Brasília, 2014. Disponível em: [http://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UNB\\_8175302d56dd62fde358977c5b0ee2d9](http://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UNB_8175302d56dd62fde358977c5b0ee2d9). Acesso em: ago, 2019

SOUZA, T.A.; COHIM, E.H.B. **Volume de água cinza da mistura de herbicidas utilizados na cultura do café no Brasil**. In: XIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Aracajú-SE. Disponível em: [http://www.evolvedoc.com.br/srhne/detalhes-245\\_volume-de-agua-cinza-de-herbicidas-utilizados-na-cultura-de-cafe-no-brasil](http://www.evolvedoc.com.br/srhne/detalhes-245_volume-de-agua-cinza-de-herbicidas-utilizados-na-cultura-de-cafe-no-brasil) Acesso em: ago, 2019

SPERA, S.A. et al. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. *Glob Change Biol*, v. 22, p. 3405-3413, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.13298>

STRASSBURG, B.B.N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat. Ecol. Evol.* v. 1 , n. 99, p. 1-3, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>

SUN, S. K. et al. The impacts of interannual climate variability and agricultural inputs on water footprint of crop production in an irrigation district of China. *Science of the Total Environment*, v. 444, p. 498-507, 2013a. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.016>

SUN, S.K. et al. The virtual water content of major grain crops and virtual water flows between regions in China. **J. Sci. Food Agric.**, v. 93, n. 6, p. 1427-1437, 2013b. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jsfa.5911>

SYMEONIDOU, S.; VAGIONA, D. Water Footprint of Crops on Rhodes Island. **Water**, v. 11, n. 5, p. 1084, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w11051084>

SZÉKÁCS, A.; DARVAS, B. Re-registration Challenges of Glyphosate in the European Union. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, n. 78, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00078>

TUNINETTI, M.; TAMEA, S.; LAIO, F.; RIDOLFI, L. A Fast Track approach to deal with the temporal dimension of crop water footprint. **Environ. Res. Lett.**, v. 12, n. 074010, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa6b09>

UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs. Population Division. **Population 2030: Demographic challenges and opportunities for sustainable development planning** (ST/ESA/SER.A/389), 2015. Disponível em: <https://www.un.org/en/development/desa/population/publications/pdf/trends/Population2030.pdf>. Acesso em: set, 2018

UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs. The Conference on Trade and Development. **The state of commodity dependence** (UNCTAD/DITC/COM/2019). Disponível em: <https://unctad.org/en/pages/PublicationWebflyer.aspx?publicationid=2439>. Acesso em: ago, 2019

UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs. **Trade Statistics**. The International Trade Statistics Yearbook: Volume I – Trade by Country 2018a. Disponível em: <https://doi.org/10.18356/e9aba95b-en>. Acesso em: ago, 2019.

VALE, R.L. et al. Assessment of the gray water footprint of the pesticide mixture in a soil cultivated with sugarcane in the northern area of the State of Pernambuco, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 234, p. 925-932, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.282>.

VOLLMER, D.; REGAN, H.M.; ANDELMAN, S.J., 2016. Assessing the sustainability of freshwater systems: A critical review of composite indicators. **Ambio**, v. 45, n. 7, p. 765–780, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0792-7>

WEINHOLD, D.; KILLICK, E.; REIS, E.J. Soybeans, Poverty and Inequality in the Brazilian Amazon. **World Develop.** v. 52, p. 132-143, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2012.11.016>

XAVIER, G.L. MATOPIBA: l'occupation de la nouvelle frontière agricole dans les cadres du modèle d'exportation de la spécialisation productive. **Revue franco-brésilienne de géographie**, v. 39, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.4000/confins.17590>

XIE, W. **The Prospect of Grain Production Increase in Latin America and Key Areas of Sino-Latin American Agricultural Cooperation**. In: Chai, Y.; Yue, Y. (Eds.), *Sino-Latin American Economic and Trade Relations*. Springer, Singapore, pp. p. 133-146, 2019. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-98-14-98888-8\\_10](https://doi.org/10.1007/978-98-14-98888-8_10)

XU, H.; WU, M. A First Estimation of County-Based Green Water Availability and Its Implications for Agriculture and Bioenergy Production in the United States. **Water**, v. 10, n. 2, p. 148, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w10020148>

XU, Y.; HUANG, K.; YU, Y.; WANG, X. Changes in water footprint of crop production in Beijing from 1978 to 2012: a logarithmic mean Divisia index decomposition analysis. **J. Clean Prod.**, v. 87, p. 180-187, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.103>

ZALLES, V. et al. Near doubling of Brazil's intensive row crop area since 2000. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 2, p. 428-435, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1810301115>

ZHANG, Y. et al. Mapping of water footprint research: A bibliometric analysis during 2006–2015. **Journal of Cleaner Production**. v. 149, p. 70–79, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.067>

ZHUO, L.; MEKONNEN, M.M.; HOEKSTRA, A.Y. The effect of inter-annual variability of consumption, production, trade and climate on crop-related green and blue water footprints and inter-regional virtual water trade: A study for China (1978-2008). **Water Res.** v. 94, p. 73-85, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.037>

ZORTEA, R.B. et al. Cálculo de emissões de CO2 provenientes da mudança do uso da terra para produção de soja no estado do Rio Grande do Sul. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Epub August 26, 2019. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019127909>

ZORTEA, R.B.; MACIEL, V.G.; PASSUELLO, A., 2018. Sustainability assessment of soybean production in Southern Brazil: A life cycle approach. **Sustainable Production and Consumption**. v. 13, n. 102, p. 102-112. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.spc.2017.11.002>

## 5 - PEGADA HÍDRICA DA SOJA E DESENVOLVIMENTO SOCIOECONOMICO: UMA ANÁLISE DOS MUNICÍPIOS LOCALIZADOS NA ÚLTIMA FRONTEIRA AGRÍCOLA DO CERRADO

### 5.1 - Resumo

O objetivo deste estudo foi verificar a relação entre a Pegada Hídrica da produção de soja e o desenvolvimento socioeconômico dos municípios localizados nas recentes áreas de expansão agrícola do Cerrado, entre 2007 e 2016. Para tanto, o desenvolvimento dos municípios produtores e não produtores de soja foi comparado, conforme diferentes categorias de tempo de consolidação e peso econômico dessa cultura, por meio da análise multivariada. Além disso, a correlação entre o índice de desenvolvimento e a WF absoluta foi calculado. Os resultados encontrados refutam a hipótese de que o desenvolvimento dos municípios produtores é reflexo dos avanços econômicos proporcionados pela sojicultura nessas áreas. Embora aqueles que têm a produção de soja consolidada há mais de 30 anos tenham apresentado melhor média no indicador agregado de desenvolvimento, os seus resultados nas dimensões de desconcentração de renda e geração de empregos foram irrelevantes. Além disso, exibem piores índices de saúde quando comparados aos municípios não produtores de soja da mesma região. O tamanho das áreas destinadas aos cultivos dessa *commoditie* está relacionado a mudanças climáticas locais que colocam em risco a sustentabilidade produtiva e ambiental, uma vez que, para cada unidade de crescimento do indicador de desenvolvimento municipal, o consumo de água aumentou 17 vezes. Além disso, constatou-se que a Pegada Hídrica da soja está inversamente relacionada com o índice de desenvolvimento municipal.

PALAVRAS-CHAVE: Sustentabilidade, Agricultura, Ambiente, Economia, Desenvolvimento.

### 5.2 - Introdução

O setor agropecuário brasileiro é reconhecido internacionalmente pela elevada inserção no mercado globalizado, com destaque para produção de carne bovina, de algodão, de café e de soja (IBGE, 2017). A recente expansão dos cultivos de soja [*Glycine max (L.) Merrill*] nas áreas de Cerrado dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia tem promovido intensos debates nacionais e internacionais a respeito de sua sustentabilidade econômica, social e ambiental (CARVALHO, 2013; LAHSEN *et al.*, 2016). Nesse sentido, o desenvolvimento Sustentável é promovido somente quando uma atividade produtiva é economicamente viável, socialmente justa e ambientalmente adequada (DUIĆ; URBANIEC; HUISINGH, 2015; SACHS, 2010).

Desenvolvimento é um processo que proporciona modificações socioeconômicas estruturais em um território. Tais modificações se traduzem na ampliação de oportunidades e redução de desigualdades que acarretam melhorias na percepção de bem estar da população. Assim, o desenvolvimento é dependente, principalmente, do crescimento da ocupação da força de trabalho, da poupança da população economicamente ativa, da receita nacional investida e do grau de

aperfeiçoamento tecnológico. Nesse sentido, o crescimento econômico é fator fundamental para o desenvolvimento, contudo, não o garante (BRESSER-PEREIRA, 2009; SACHS, 2010).

O modelo do desenvolvimento endógeno, que tem como premissa a participação dos atores locais no processo e no acesso as riquezas geradas pelos fatores de produção em uma determinada atividade, é o que apresenta maiores condições de atender adequadamente as três dimensões do desenvolvimento sustentável (STRUMINSKI; RAIHER, 2017; ARAÚJO, 2014; SACHS, 2010). A teoria Endógena prega que o desenvolvimento está relacionado à utilização, execução e valorização de recursos locais. Assim, o controle social do processo de acumulação dos fatores de produção possibilitaria a geração de rendimentos crescentes, por meio do uso racional dos recursos disponíveis e da introdução de inovações para garantir a criação de emprego e renda que possibilitem a manutenção ou ampliação do estado de bem-estar (SANDBERG; SUI; BAUM, 2018; PERETTO, 2018; ABU-GHUNMI *et al.*, 2016).

O crescimento econômico expressa o aumento da capacidade produtiva de uma economia, ou seja, é o resultado de uma maior produção de bens e serviços em um território. Esse fenômeno pode ser mensurado pelo Produto Interno Bruto - PIB, que configura a principal referência mundial para avaliar o desempenho das nações, dos estados e dos municípios. Trata-se do somatório de todas as riquezas significativas produzidas na agricultura, na indústria e nos serviços, em uma determinada escala temporal. Quando dividido pelo número de habitantes de uma unidade de análise, tem-se o PIB *per capita* (BARBOSA FILHO, 2017; SABINO; MANOLESCU, 2007; VIEIRA; SANTOS, 2012).

Uma vez que crescimento econômico não é sinônimo de desenvolvimento humano, o GDP *per capita* mostra-se limitado na abordagem de aspectos relativos ao bem-estar da população. Nesse sentido, indicadores agregados de avaliação das condições de vida da população refletem melhor o nível de desenvolvimento de um território. Com isso, podem fornecer informações a respeito dos impactos dos fenômenos sociais, especialmente, sobre os êxitos, fracassos e fragilidades das políticas econômicas (FERRERA DE LIMA; HERSEN; KLEIN, 2016; GUEIROZ, 2012).

O Índice de Desenvolvimento Municipal – IFDM é um indicador agregado avaliado anualmente pela Federação das Indústrias do Rio de Janeiro (FIRJAN, 2018) e se oferece como alternativa ao amplamente conhecido Índice de Desenvolvimento Humano – IDH, da Organização das Nações Unidas. Como o IFDM agrega informações de registros administrativos oficiais de

vários dos Ministérios da Economia, Educação e Saúde, ele apresenta vantagens de escala temporal em relação ao IDH, que depende de dados do Censo Demográfico, realizado decenalmente pelo Instituto Brasileiro de Geografia e estatística.

O IFDM procura medir a capacidade de geração de emprego formal, o nível de absorção da força de trabalho no município, a remuneração formal dos trabalhadores e a desigualdade de salários por meio de dados da Relação Anual de Informações Sociais (RAIS) e do Cadastro Geral de Emprego e Desemprego (CAGED). No campo da Saúde, o IFDM utiliza dados do Sistema de Informação sobre Mortalidade (SIM), do Sistema de Informações sobre Nascidos Vivos (SINASC) e do Sistema Interações Hospitalares (SIH) para avaliar a qualidade da atenção básica à saúde. Por fim, no campo da educação, mede a oferta de educação infantil e qualidade do ensino fundamental, ofertado nas escolas públicas e privadas, por meio de dados do Instituto Nacional de Estudos e Pesquisas Educacionais Anísio Teixeira do Ministério da Educação (FIRJAN, 2018).

Avaliar as implicações socioeconômicas da produção da soja e sua interação com os fatores bióticos e abióticos do Cerrado constitui uma importante estratégia para um melhor planejamento de políticas públicas baseadas em evidências de custo de oportunidade em relação aos serviços ecossistêmicos da região (COSTA E SILVA *et al.*, 2015; LAHSEN *et al.*, 2016; RITTEN *et al.*, 2018). Nesse sentido, a análise da Pegada Hídrica - WF é uma ferramenta construída para auxiliar na tomada de decisões no campo da gestão de recursos hídricos, pois ela fornece indicadores do uso da água que possibilitam mapear e quantificar o impacto de todas as fases da cadeia produtiva sobre os recursos hídricos, a fim de avaliar a sua sustentabilidade (HOEKSTRA, 2016; PORKKA *et al.*, 2016; Araújo, 2014).

No Domínio do Cerrado brasileiro, o ciclo das águas e das temperaturas é fortemente influenciado pelas características da vegetação (STRASSBURG *et al.*, 2017) e o avanço das monoculturas, especialmente de soja (BOLFE *et al.*, 2016) pode comprometer a disponibilidade hídrica nesse Domínio, uma vez que configura o maior motivador direto e indireto de remoção das espécies arbóreas nativas, de queimadas e de alteração de propriedades químicas do solo (AYALA *et al.*, 2016; IMAFLORA, 2018).

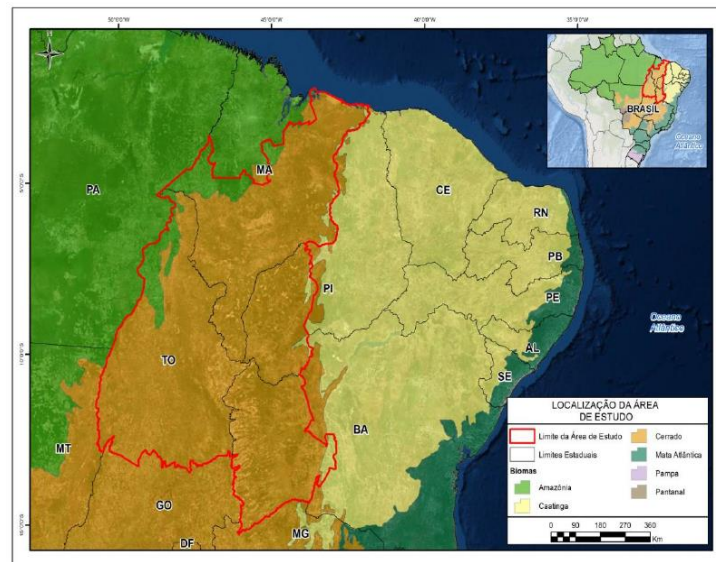
Os estudos brasileiros sobre WF têm focado apenas no cálculo dos recursos utilizados. Abordagens que investigam sua inter-relação com o desenvolvimento socioeconômico são raras. Internacionalmente, há muitos estudos sobre o uso, escassez e poluição dos recursos hídricos em relação às mudanças climáticas, produção, comércio e consumo. São escassos, porém, as

investigações sobre a relação entre a WF da soja e as transformações socioeconômicas decorrentes de sua expansão nos municípios, sob a promessa de promoção do desenvolvimento local por meio da melhoria dos indicadores de condições de vida (HOEKSTRA, 2016; LOPES: GUIMARÃES, 2016). Nesse contexto, o objetivo desse estudo foi analisar a relação entre a Pegada Hídrica da produção de soja nas áreas de recente expansão agrícola do Domínio Cerrado e o desenvolvimento socioeconômico dos municípios produtores.

### 5.3 - Material e Métodos

#### 5.3.1 - Caracterização da área de estudo

A delimitação territorial desse estudo compreende parte dos estados nordestinos da Bahia, Maranhão e Piauí, bem como a totalidade do estado do Tocantins localizado na região Norte do Brasil (Fig. 5.1). Tal delimitação abrange 337 municípios e uma área contínua de 73.173.485 hectares, que inclui ecótonos de transição entre os Domínios Cerrado, Amazônia e Caatinga (MIRANDA *et al.*, 2014).



**Figura 5.1** – Localização da área de estudo. Fonte: Miranda *et al.* (2014).



### 5.3.2 - Estimativa da Pegada Hídrica

A estimativa da Pegada Hídrica da produção de soja (Eq. 5) seguiu o protocolo proposto por Mekonnen e Hoekstra (2011), que a considera como resultado absoluto (AWF, em  $\text{km}^3$ ), o produto da produção total de uma unidade geográfica ou administrativa, em toneladas, pela Pegada Hídrica Relativa (RWF, em  $\text{m}^3/\text{t}$ ). Essa última representa a soma de até três componentes (Eq. 4), normalmente identificados pelas cores verde (GRWF, em  $\text{m}^3/\text{t}$ ), azul (BWF, em  $\text{m}^3/\text{t}$ ) e cinza (GWF, em  $\text{m}^3/\text{t}$ ). Os componentes verde e azul referem-se à necessidade hídrica e o consumo de água virtual, enquanto o componente cinza consiste em um indicador de poluição potencial.

A GRWF e a BWF são estimadas pela razão entre a evapotranspiração da cultura (ETc) e o rendimento da mesma (Rend), considerando a duração do período de crescimento do cultivar (dpc), a partir do primeiro dia de plantio ( $d = 1$ ). Nesse sentido, utilizou-se o programa CROPWAT 8.0 (FAO, 2010) para calcular a evapotranspiração de referência (ETo), a partir do modelo proposto por Allen *et al.* (1998), cujas variáveis altitude, latitude, precipitação efetiva, temperatura do ar, umidade, radiação solar e a velocidade dos ventos são utilizadas na modelagem. Além disso, as características do cultivar, o coeficiente da cultura, o tipo de solo, a profundidade radicular da cultura e o calendário agrícola do local do plantio são considerados para o cálculo da ETc.

A GRWF (Eq. 1) refere-se à evapotranspiração total de água da chuva dos cultivos e a água incorporada nos produtos (AIP). A ETc do componente verde é obtida através do produto entre a ETo e o coeficiente de cultivo ( $K_c$ ). Dessa forma, se a ETc for maior que a precipitação efetiva (Pref), assume-se que a ETc é igual a Pref para o cálculo da GRWF (MEKONNEN; HOEKSTRA, 2011). Já a BWF (Eq. 2) mede a quantidade de água evapotranspiração, acima da precipitação efetiva, nos cultivos irrigados. Assim, assume-se que, se a ETc for menor ou igual a Pref, a BWF foi nula. Todavia, se a ETc for maior que a Pref, considerar-se-á que a BWF foi diferente de zero (GARCÍA MORILLO *et al.*, 2015).

Além da evapotranspiração, principal variável do cálculo da GRWF e BWF, dados do rendimento médio (Rend) e da produção total (Prod) de cada safra municipal, a partir de 1999, foram extraídos do Sistema Automático de Recuperação de Dados do IBGE (2017) e aplicados as equações 1, 2, 3 e 4 (Tabela 5.1).

A GWF expressa a poluição das águas em termos de volume necessário para diluir os efluentes a ponto de torná-los inofensivos à saúde da biota (LENG *et al.*, 2015). Em sua estimativa,

a fração de lixiviação (FL) e a taxa de aplicação do agroquímico (TAQ), em Kg por hectare, além da concentração ( $t/m^3$ ) natural do poluente (Cnat) e a máxima admitida pela legislação (Cmax) são consideradas (Eq. 3).

**Tabela 5.1.** Equações utilizadas para estimar a WF municipal.

Tipos de Pegadas	Equação
<b>Pegada Hídrica Verde</b>	$GrWF (m^3/t) = AIP + (10 \sum_{d=1}^{dpc} ETc)/Rend$ (Eq. 1)
<b>Pegada Hídrica Azul</b>	$BWF (m^3/t) = AIP + (10 \sum_{d=1}^{dpc} ETc - Pref)/Rend$ (Eq. 2)
<b>Pegada Hídrica Cinza</b>	$GWF (m^3/t) = (\frac{FL*TAQ}{Cmax-Cnat})/Rend$ (Eq. 3)
<b>Pegada Hídrica Relativa</b>	$RWF (m^3/t) = PHV + PHT + PHC$ (Eq. 4)
<b>Pegada Hídrica Total</b>	$AWF (km^3) = PHR * Prod$ (Eq. 5)

O fluxo residual que escoar para os corpos d'água deve ser considerado para o cálculo da GWF (HOEKSTRA et al., 2011), de modo que não é adequado somar a GWF de cada poluente que afeta o sistema, mas apenas a daquele que é o mais crítico ou o que gera o maior volume após o cálculo da GWF. Nesse estudo, foi calculada a GWF de um herbicida (glifosato) devido a esse poluente estar presente em 100% das lavouras da região. O Cmax seguiu o padrão da Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), classe 2 para águas doces, e o Cnat foi considerado nulo. Adotou-se o valor de 0,001% para a FL devido ao tipo predominante de solo e declividade do terreno (OLIVO et al., 2015; FRANKE, BOYACIOGLU; HOEKSTRA, 2013; QUEIROZ et al., 2011).

### 5.3.3 - Avaliação da influência socioeconômica da produção de soja

A avaliação do desenvolvimento socioeconômico foi realizada por meio da comparação entre o Índice de Desenvolvimento Municipal (IFDM) e o PIB Municipal, absoluto e *per capita*, dos municípios produtores (N= 163) e não produtores de soja (N=173). Para isso, os municípios produtores foram agrupados em categorias relativas ao tempo de produção contínua (<10 anos; ≥10 anos; ≥20 anos; ≥30 anos) e peso dessa cultura no PIB agrícola municipal (<20% e ≥20%).

O IFDM foi adotado por configurar um indicador composto por três dimensões socioeconômicas que avaliam anualmente, desde 2005, o desenvolvimento de cada município brasileiro nas áreas de Educação, Saúde e Emprego-Renda (FIRJAM, 2018). Sua modelagem permite avaliar quantitativamente e qualitativamente a oferta de serviços públicos de educação

infantil e ensino fundamental (IFDM – educação), sendo composto por seis variáveis (Tabela 5.2). O IFDM Saúde avalia a qualidade da atenção básica na saúde, sendo composto por 4 variáveis. Finalmente, o IFDM Emprego/Renda avalia, por meio de indicadores conjunturais e estruturais, a geração de emprego formal e a capacidade de absorção da mão de obra local, bem como a geração e distribuição de renda no mercado de trabalho (FIRJAM, 2018).

**Tabela 5.2.** Peso relativo das variáveis e indicadores que compõem o IFDM, por dimensão de desenvolvimento e suas fontes de dados.

<b>Dimensões do IFDM e suas variáveis</b>	<b>Peso relativo</b>
<b>Emprego e Renda</b>	
<b>Emprego</b>	<b>50%</b>
Taxa de cresc. emprego formal no ano base	10%
Taxa de cresc. emprego formal no último triênio	10%
Formalização mercado de trab. Local <sup>1</sup>	30%
<b>Renda 50%</b>	<b>50%</b>
Taxa de cresc. renda média no ano base	10%
Taxa de cresc. renda média no último triênio	10%
Gini da Renda	15%
Massa salarial	15%
<b>Educação</b>	
<b>Ensino infantil</b>	<b>20%</b>
% de crianças de 0 a 5 anos matriculadas em creches e pré-escolas	20%
<b>Ensino fundamental</b>	<b>80%</b>
Taxa de distorção idade-série	10%
% de docentes com curso superior	15%
Número médio diário de horas-aula	15%
Taxa de abandono escolar 15%	15%
Índice de desenvolvimento da educação básica (IDEB)	25%
<b>Saúde</b>	
% de gestantes com mais de 6 consultas pré-natal	25%
Proporção de mortes por causas mal definidas	25%
Taxas de óbitos de menores de 5 anos por causas evitáveis	25%
Internações evitáveis por atenção básica	25%

<sup>1</sup> Relação entre o estoque de trabalhadores com carteira assinada e a população em idade ativa do município.  
Fonte: FIRJAN (Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro, 2018).

A pontuação do IFDM varia de 0 a 1, sendo melhor quanto mais próximo de 1 em cada dimensão que sintetizada os 17 indicadores de Educação, Saúde e Emprego e Renda. Dessa forma, O IFDM Geral representa a média do desempenho de suas três dimensões que possuem as seguintes faixas de classificação:  $0 \leq \text{IFDM} < 0,400$  (baixo desenvolvimento);  $0,400 \leq \text{IFDM} < 0,600$

(desenvolvimento regular);  $0,600 \leq \text{IFDM} \leq 0,800$  (desenvolvimento moderado);  $\text{IFDM} > 0,800$  (alto desenvolvimento).

#### 5.3.4 - Obtenção de dados para modelagem da Pegada Hídrica

As informações meteorológicas para estimar os componentes verde e azul da WF foram extraídas dos sistemas de registro de dados das estações do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (2019) e do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE (2013). Informações sobre os solos das áreas, em estudo foram adquiridas a partir dos mapas de solos disponibilizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística- IBGE (2001), em resolução 1:250000. Informações sobre o calendário agrícola e características dos cultivares de soja na região foram adquiridas junto a CONAB e EMBRAPA, respectivamente.

Os dados de produção total em toneladas do grão e semente, produtividade em toneladas por hectare e área plantada a cada ano foram obtidos da Pesquisa Agrícola Municipal – PAM por meio do Sistema de Recuperação Automatizada de Dados – SIDRA do IBGE. Já as informações sobre a localização e tamanho das culturas irrigadas foram fornecidas pelos Grupos de Coordenação de Estatísticas Agropecuárias – GCEAs de cada estado a partir dos registros do Levantamento Sistemático da Produção Agrícola – LSPA, coordenado pelo IBGE, e pelos registros da Agência Nacional das Águas (ANA, 2016).

Os dados sobre quantidade de agrotóxicos, fertilizantes e corretivos do solo foram obtidos a partir dos relatórios anuais do IBAMA (2017), dos Indicadores do Desenvolvimento Sustentável (IBGE, 2015), das estimativas de custos de produção da CONAB (2017) e do relatório mensal de consumo aparente de fertilizantes da Associação Nacional de Difusão de Adubos (ANDA, 2017).

#### 5.3.5 – Tratamento e Análise Estatística

Análises descritivas foram realizadas e o teste de Shapiro-Wilk foi empregado para verificar a normalidade da distribuição dos dados. Dessa forma, os indicadores que apresentaram distribuição normal foram submetidos a análise de variância para verificar a ocorrência de diferenças significativas entre as médias das variáveis dos municípios produtores de diferentes categorias de tempo de produção e de peso (%) da produção no PIB agrícola. Nesse caso, a avaliação *post hoc* pelo teste de Tukey foi utilizada para verificar quais grupos apresentavam

diferenças significativas entre si e a correção de Bonferroni foi aplicada no caso das comparações por categorias temporais, já que as mesmas apresentam quatro ou mais grupos com grandes diferenças de tamanho amostral (Dunnett, 1955). Já a diferença entre as médias das variáveis que não apresentaram distribuição normal foi avaliada pelo teste de *kruskal-Wallis*, seguido de avaliação *post hoc* pelo teste de *Dunn's* e a correção de Bonferrone conforme números e tamanho dos grupos.

Nos casos onde as comparações entre 2006 ou 2007 e 2016 ou 2017 foram realizadas, o teste t e o de Mann-Whitney foram empregados conforma as distribuições das variáveis fossem paramétricas ou não paramétricas, respectivamente. As análises de Correlação utilizaram o Coeficiente de *Pearson* (R), no caso de apresentarem distribuição normal, ou Coeficiente de Contingencia (C) para distribuições não paramétricas. Todas as análises foram realizadas nos programas *Microsoft office Excel 365 versão 1708* e *PAST - Paleontological Statistics Software Package* (HAMMER, 2018).

#### 5.4 - Apresentação Dos Resultados

Diferenças significativas na média da AWF em relação ao tempo de produção de soja nos municípios podem ser constatadas nas informações da Tabela 3. Verificou-se que quanto maior o tempo de consolidação da produção de soja no município, maior foi a média de sua AWF interanual. O mesmo comportamento foi verificado com a AWF máxima e isso se deve, principalmente, a maior área ocupada pela soja nos municípios com maior tempo de produção.

**Tabela 5.3.** Pegada Hídrica Absoluta (Km<sup>3</sup>) municipal da produção de soja, no período de 2007 a 2016, conforme o tempo de consolidação dessa cultura.

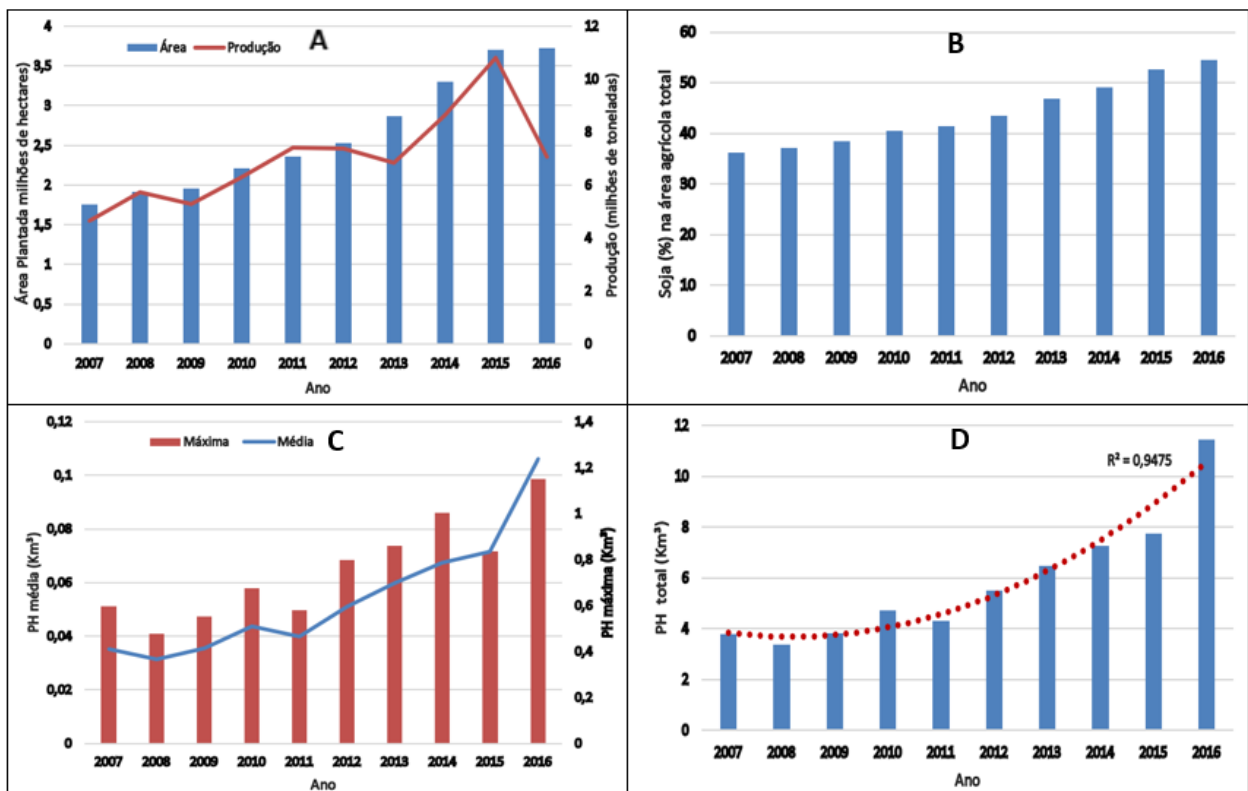
<b>Tempo de Produção<sup>1</sup></b>	<b>≥ 30 anos</b>	<b>≥ 20 anos</b>	<b>≥ 10 anos</b>	<b>&lt; 10 anos</b>
N	21	25	62	55
Média interanual <sup>2</sup>	0,424 <sup>a</sup>	0,108 <sup>b</sup>	0,041 <sup>c</sup>	0,022 <sup>d</sup>
Desvio Padrão médio	0,496	0,119	0,104	0,034
Média mínima	0,185 <sup>a</sup>	0,015 <sup>b</sup>	0,005 <sup>c</sup>	0,007 <sup>c</sup>
Média máxima	1,886 <sup>a</sup>	0,526 <sup>b</sup>	0,819 <sup>c</sup>	0,331 <sup>d</sup>

<sup>1</sup> O ano de referência para classificação do tempo de produção foi 2016.

<sup>2</sup> Letras distintas revelam diferenças significativas, ao nível de  $p < 0,05$ , de acordo com o teste post hoc de *Dunn's*.

Observou-se que houve aumento contínuo de área plantada e grande variabilidade interanual do rendimento e da produção (Fig. 5.2A). Além disso, constatou-se aumento contínuo da proporção de áreas ocupadas por soja em relação ao total de áreas produtivas dessas regiões, bem como de sua proporção em relação ao valor total da produção agrícola (Fig. 5.2B). Além disso, verificou-se aumento de 106% na média e de 51% na máxima interanual (Fig. 5.2C), confirmado por uma fortíssima tendência ( $R^2= 0,95$ ) de elevação da AWF nos dez anos analisados (Fig. 5.2D). A AWF dos municípios com 20 anos ou mais de produção continua tendeu ( $R^2= 0,33$ ) a um incremento menos intenso no decorrer desse período. O maior valor da AWF da soja, no período analisado, foi de 2,630 Km<sup>3</sup> e ocorreu em 2015, no município de São Desidério – BA.

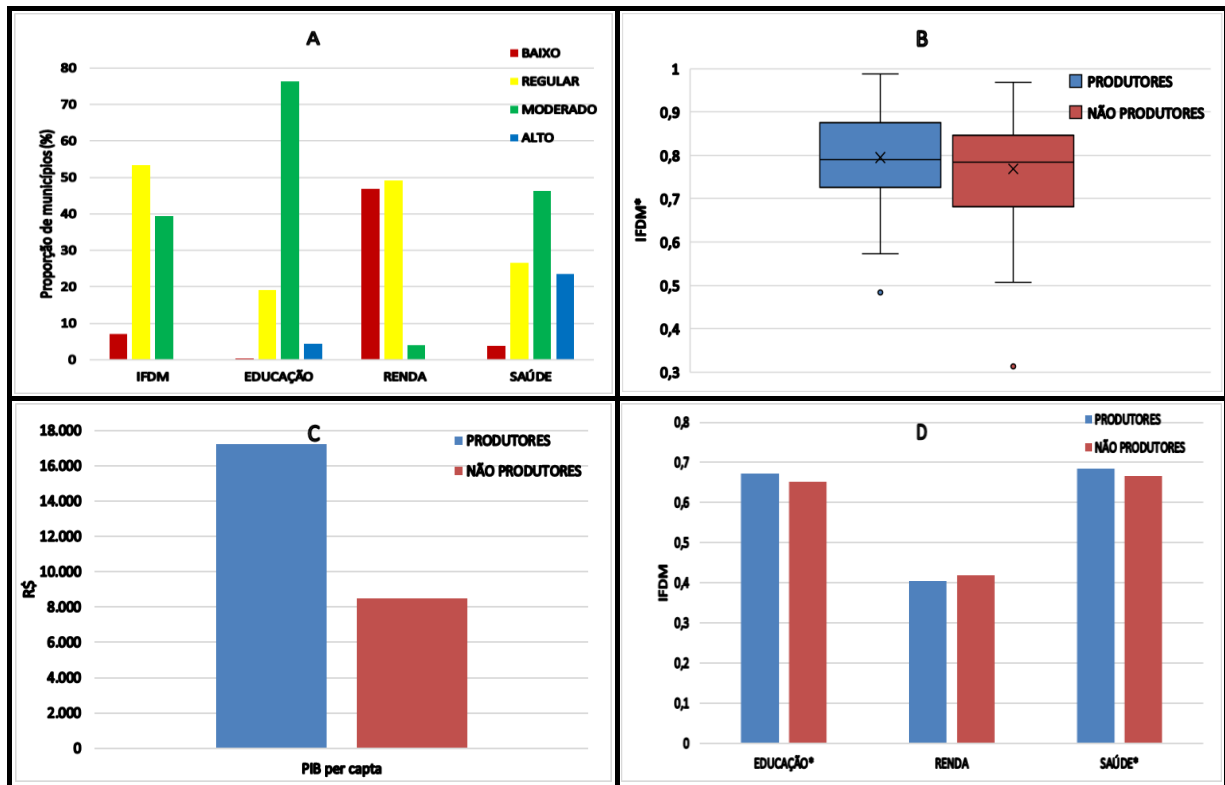
As AWFs média e máxima dos municípios produtores no período estudado apresentaram coeficientes de variação (CV) de 37% e 31% respectivamente. O CV médio intermunicipal do período analisado foi de 94,4%, mas seu valor caiu continuamente no decorrer do tempo. O CV intermunicipal em 2007 apresentou o valor de 98,1% e decaiu para 88,5% em 2016.



**Figura 5.2** – Comportamento interanual da área plantada e produção de soja (A), da proporção dessa área em relação ao total agrícola (B), das médias da Pegada Hídrica absoluta média e máxima dos municípios produtores (C) e da Pegada Hídrica total da soja a cada ano na região (D). **Fonte:** autor a partir de dados do IBGE.

Com relação a influência da cultura de soja nos indicadores socioeconômicos, verifica-se que nenhum município localizado na área de estudo, exceto a capital do Tocantins, apresentou alto nível de desenvolvimento conforme o IFDM geral e a dimensão de emprego e renda (Fig. 5.3A). A dimensão de saúde foi o que apresentou a maior proporção de municípios de alto desenvolvimento. Por outro lado, no item emprego e renda, a maioria dos municípios apresenta desenvolvimento regular e baixo.

O desenvolvimento geral dos municípios produtores de soja em 2016 foi estatisticamente superior ao dos não produtores (Fig. 5.3B). Nesse sentido, o crescimento econômico dos municípios produtores, medido pelo PIB *per capita* (Fig. 5.3C) corrigido pelo índice de preços ao consumidor amplo – IPCA e convertido pela cotação do dólar de 30 de dezembro de 2019, foi a variável que mais influenciou o desenvolvimento geral ( $R^2 = 0,73$ ). Além disso, os indicadores de educação e saúde dos municípios produtores foi ligeiramente superior (Fig. 5.3D). Contudo, o indicador de emprego e renda foi inferior ao dos municípios não produtores.



**Figura 5.3** – Indicadores de desenvolvimento dos municípios produtores e não produtores de soja em 2016. \* diferenças significativas ( $p \leq 0,05$ ), segundo teste t. **Fonte:** autor a partir de dados do IBGE e FIRJAN

Tabela 5.4. Médias dos indicadores socioeconômicos dos municípios do interior dos estados que contêm áreas recentes de expansão agrícola, de acordo com o tempo de produção contínua de soja, em 2016.

Tempo de Produção (anos)	≥ 30	≥ 20	≥ 10	< 10	NP <sup>1</sup>
N	21	25	62	55	173
<b>PIB per capita</b>	34.912 <sup>a</sup>	23.832 <sup>b</sup>	14.151 <sup>c</sup>	10.749 <sup>d</sup>	8659 <sup>d</sup>
<b>IFDM RENDA</b>	0.391 <sup>a</sup>	0.428 <sup>a</sup>	0.409 <sup>a</sup>	0.396 <sup>a</sup>	0,419 <sup>a</sup>
<b>IFDM EDUCAÇÃO</b>	0.664 <sup>a</sup>	0.687 <sup>a</sup>	0.665 <sup>a</sup>	0.670 <sup>a</sup>	0,653 <sup>a</sup>
<b>IFDM SAÚDE</b>	0.630 <sup>a</sup>	0.682 <sup>b</sup>	0.684 <sup>b</sup>	0.695 <sup>b</sup>	0,667 <sup>b</sup>
<b>IFDM GERAL</b>	0.597 <sup>a</sup>	0.606 <sup>a</sup>	0.588 <sup>a,b</sup>	0.598 <sup>a</sup>	0,573 <sup>b</sup>

**Nota:** letras desiguais apresentam diferenças significativas ao nível de  $p \leq 0,05$  no teste post hock de Dunn's. <sup>1</sup>Municípios não produtores de soja das áreas de recente de expansão agrícola no Cerrado. **Fonte:** autor a partir de dados do IBGE e FIRJAN

O PIB médio dos municípios aumentou significativamente de acordo com a categoria de tempo de consolidação da cultura, a partir dos dez anos de produção contínua de soja (tabela 4). Todavia, as dimensões de distribuição de renda e educação não apresentam diferenças significativas entre municípios produtores e não produtores. Já a dimensão de saúde nos municípios com 30 anos ou mais de produção contínua de soja, apresenta-se significativamente inferior ao dos municípios das demais categorias. Por outro lado, o indicador geral de desenvolvimento municipal (IFDM GERAL), apresentou significativamente melhor nos municípios com menos de 10 anos e mais de 20 e 30 anos de produção contínua de soja

A análise das dimensões e variáveis, a partir das categorias de proporção da cultura de soja no PIB agrícola dos municípios (Tabela 5.5) revelou que o PIB *per capita* e a dimensão de educação dos municípios produtores é significativamente superior ao dos não produtores, quando a proporção da soja no PIB agrícola municipal é maior ou igual a 20%. Todavia, a dimensão de emprego e renda não apresentou diferenças entre os grupos. O indicador geral de desenvolvimento e a dimensão de saúde dos municípios produtores, cujo peso da soja no PIB é maior ou igual a 20%, não apresentaram superioridade em relação aos municípios não produtores. Entretanto, o grupo com peso da soja menor que 20%, apresentou IFDM geral e de saúde inferior ao dos municípios não produtores de soja.



**Tabela 5.5.** Médias dos indicadores socioeconômicos de todos os municípios do interior dos estados que contêm áreas de expansão agrícola recente nos Domínios do Cerrado, conforme o percentual de soja na produção agrícola total em 2016.

Class. % Prod. Agric*. (N)	≥ 20% (149)	< 20% (14)	NP (173) <sup>1</sup>
<b>PIB per capita</b>	17.108 <sup>a</sup>	11.586 <sup>b</sup>	8474 <sup>b</sup>
<b>IFDM RENDA</b>	0,407 <sup>a</sup>	0,400 <sup>a</sup>	0,419 <sup>a</sup>
<b>IFDM EDUCAÇÃO</b>	0,672 <sup>a</sup>	0,651 <sup>b</sup>	0,652 <sup>b</sup>
<b>IFDM SAÚDE</b>	0,686 <sup>a</sup>	0,653 <sup>b</sup>	0,666 <sup>a,b</sup>
<b>IFDM GERAL</b>	0,599 <sup>a</sup>	0,556 <sup>b</sup>	0,572 <sup>a,b</sup>

**Nota:** médias com letras diferentes apresentarem diferenças significativas ao nível de  $p \leq 0,05$  nos testes post hoc de Tukey ou Dunn's, conforme o tipo de distribuição das variáveis. <sup>1</sup> todos os municípios do interior dos quatro estados pertencentes as microrregiões de expansão agrícola recente no Cerrado, exceto a capital do Tocantins (Palmas).

**Fonte:** autor a partir de dados do IBGE e FIRJAN.

Na figura 5.4 é possível visualizar as relações entre a AWF e o IFDM dos municípios que produzem soja há mais de dez anos ininterruptos (N = 108). Nesse sentido, a análise de correlação de pearson (R) foi aplicada e revelou que em 2007 (Fig. 5.4A) não havia associação estatisticamente significativa entre esses indicadores. O mesmo ocorreu Em 2016 (Fig. 5.4B) revelando mais uma evidência de que incremento no índice de desenvolvimento dos municípios não tem relação com a WF da produção de soja.

A média da taxa anual de crescimento geométrico - GGR dos indicadores de cada município produtor de soja foi calculada para período entre 2007 e 2016 (Fig. 5.4C). Dessa forma, constatou-se que em 5,5% dos casos a AWF 2016 foi inferior a AWF 2007 e em 19,4% dos casos o IFDM 2016 foi inferior ao IFDM 2007. Nesses municípios, a redução média da AWF foi de 14% enquanto a do IFDM foi de 0,5%. Ademais, cerca de 95% dos municípios que sofreram redução do IFDM, apresentaram aumento da AWF (Km<sup>3</sup>). Apenas um município registrou queda em ambos os indicadores, sendo mais comum a elevação de ambos, embora a intensidade da elevação da AWF seja superior a do IFDM. Assim, a AWF dos municípios produtores cresceu, em média, 17 vezes mais do que o seu IFDM, ou seja, enquanto o crescimento médio da AWF da soja dos municípios produtores foi de 22,9%, o do seu IFDM foi de apenas 1,3% em média para o mesmo período.

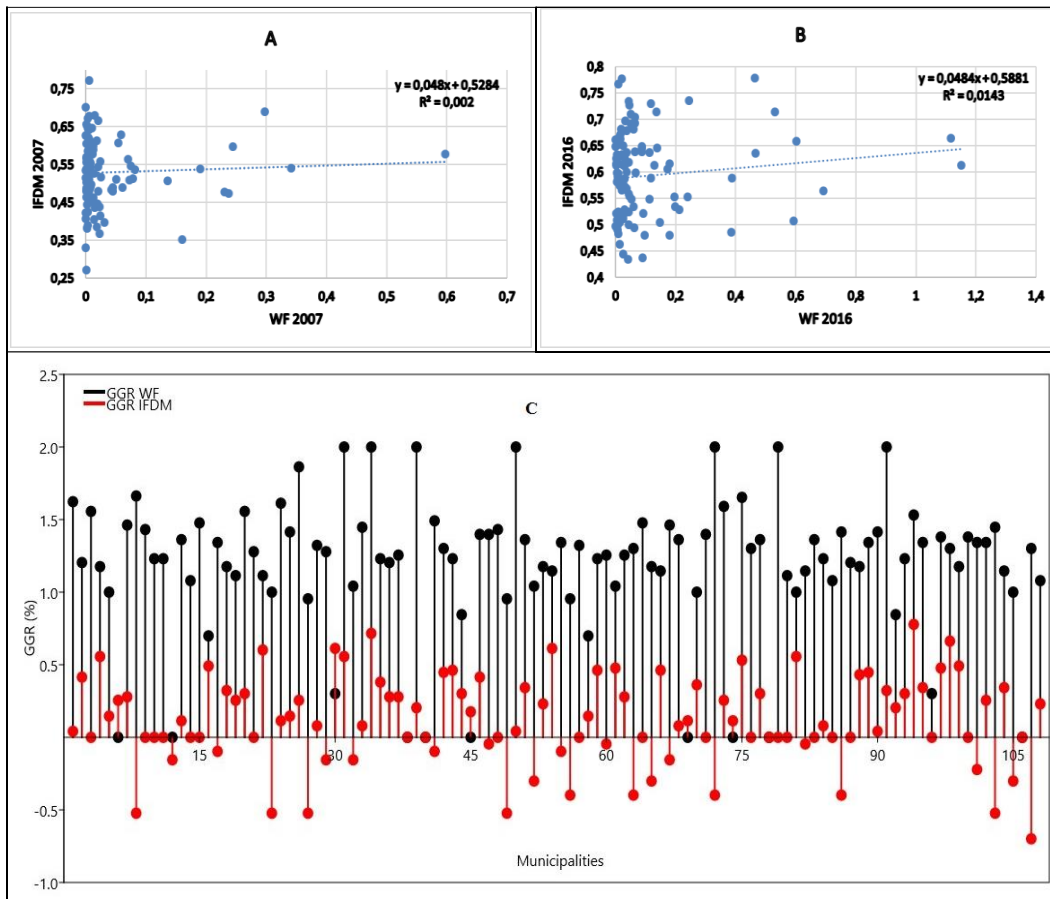


Figura 5.4 – Correlações entre WF e IFDM em 2007 (A) e 2016 (B), bem como a taxa geométrica média de crescimento (GGR) anual dessas variáveis no período de 2007 a 2016 (C) nos municípios produtores de soja com, no mínimo, 10 anos de produção contínua nas áreas de recente expansão agrícola do Cerrado.

## 5.5 - Discussão dos resultados

Na ótica de diversos autores (CARVALHO, 2011; CASTRO; MIRANDA, LIMA, 2015; COSTA E SILVA et al, 2015; CUNHA, 2008; GAZZONI, 2013; LIMA; CALDARELLI; CAMARA, 2014; MADUREIRA; RIPPEL, 2014; OLIVEIRA JUNIOR et al, 2018), a organização e a confiabilidade da cadeia produtiva da soja no Brasil é responsável pela geração de negócios ligados ao comércio de insumos e implementos agrícolas, bem como a prestação de serviços especializados de operação de máquinas, intermediação financeiras, corretagem de seguradoras, transporte da produção, armazenagem, transformação industrial e exportadores.

Nesse contexto, a expansão da cultura da soja foi associada ao crescimento de setores tangenciais, como energia e telecomunicações, e de outras cadeias produtivas orbitais, como as cadeias de proteína animal e de outros grãos. Este conjunto de efeitos positivos à interiorização do desenvolvimento brasileiro, refletidos no IDH dos municípios, está significativamente correlacionado com a expansão da cadeia da soja até as décadas de 1990 a 2010 (GAZZONI, 2013; LIMA; CALDARELLI; CAMARA, 2014; OLIVEIRA JUNIOR et al, 2018).

No entanto, os resultados do presente estudo mostraram o crescimento contínuo de áreas ocupadas pela soja nos Domínios do Cerrado dos estados do MA, TO, PI e BA (Fig. 5.2A). Isso pode refletir os efeitos da política brasileira pouco orientada para o desenvolvimento endógeno, que favorece a produção de bens primários destinados à exportação (LAHSEN, BUSTAMANTE, DALLA-NORA, 2016; MARCONI E BRANCHER, 2017).

A política baseada no crescimento exógeno promove o avanço da *commodities* em direção a novos territórios que, muitas vezes, abrigam ecossistemas vulneráveis e fundamentais para a regulação de temperatura e umidade. Dessa forma, promovem mudanças no uso e cobertura dos solos com reflexos em alterações climáticas locais. Tais mudanças colocam em risco a segurança alimentar das populações, uma vez que outras culturas desenvolvidas nessas áreas são afetadas pelas externalidades negativas da produção de soja. Ademais, seus impactos ambientais afetam as bacias hidrográficas próximas, ampliando os riscos para além das fronteiras de produção (ZORTEA, MACIEL E PASSUELLO, 2018; STRASBURGUER *et al.*, 2017; AYALA *et al.*, 2016; PORKKA *et al.*, 2016; SPERA *et al.*, 2016).

Quando a cobertura de soja excede 60% das áreas agrícolas, em ambientes de temperaturas elevadas, o estresse hídrico pode aumentar e haver redução do teor de água no solo, o que resulta em menor produtividade para todas as culturas agrícolas e amplia os riscos à segurança alimentar (SAYAGO, OVANDO E BOCCO, 2017). Nessas áreas de recente expansão da soja no Cerrado, a cobertura dessa cultura passou de 54% em 2016 (Fig. 5.2B) e a tendência ( $R^2 = 0,95$ ) é de que ultrapasse os 60% a partir de 2020.

A produção de soja envolve grandes quantidades de água, pesticidas e fertilizantes que são potencialmente perigosos, uma vez que podem contaminar os corpos de água adjacentes (AYALA *et al.*, 2016; PELLICER-MARTÍNEZ; MARTÍNEZ-PAZ, 2016; SANTOS; NAVAL, 2020). Apesar de apresentar grande variabilidade espaço-temporal, a AWF da soja nas áreas estudadas (Fig. 5.2C), tende a aumentar na medida em que há elevação de temperatura (IPCC,

2014; SPERA *et al.*, 2016), devido a maior necessidade de irrigação (NUNES *et al.*, 2016; ANA, 2016) e uso de agrotóxicos (ALDAYA *et al.*, 2010; CAO *et al.*, 2015; SANTOS; NAVAL, 2020).

Os efeitos positivos da expansão de áreas para a produção de soja sobre o desenvolvimento dos municípios, registrados até 2010, deram força ao discurso hegemônico de que a promessa de tais benefícios supera as externalidades ambientais resultantes do modelo produtivo adotado, resultando em positivo custo de oportunidade (SILVA JUNIOR; LIMA, 2018; ZAMBRA; SOUSA; PEREIRA, 2015; WEINHOLD; KILLICK; REIS, 2013). No entanto, os dados da Pesquisa de Informações Básicas Municipais (IBGE, 2018), que descreve a estrutura e a dinâmica das instituições públicas municipais e suas políticas setoriais, confirmam que a sustentabilidade financeira dos municípios brasileiros, particularmente a dos municípios contidos na delimitação territorial desse estudo, encontra-se em risco.

O aumento das atribuições municipais associado a redução dos repasses de outras esferas de governo, além da falta de instrumentos de arrecadação em decorrência da implementação da lei Kandir, impôs grande pressão aos municípios. A Lei Complementar número 87/1996, conhecida como Lei Kandir, facilitou as exportações dos produtos primários e provocou reestruturação das empresas atuantes na cadeia produtiva da soja em razão da desoneração do ICMS. Isso promoveu aumentando dos lucros na comercialização da soja *in natura* e inibiu os investimentos na agroindústria desse complexo produtivo e na arrecadação (LEITÃO; IRFFI; LINHARES, 2012).

O ICMS é um tributo estadual que tem grande peso nas economias locais, cerca de 25% de sua arrecadação é repassada para os Municípios, o governo federal instituiu medidas compensatórias: aumentou o Fundo de Participação dos Municípios (FPM) e instituiu o Auxílio Financeiro de Fomento às Exportações. No entanto, os mecanismos de compensação utilizados pelo governo federal se revelaram insuficientes para equilibrar as perdas municipais na arrecadação do ICMS da produção de soja e revelaram seus efeitos cumulativos a partir de 2012 (OLIVEIRA JUNIOR *et al.*, 2018; IBGE, 2018; LEITÃO; IRFFI; LINHARES, 2012). Assim, os municípios sofrem os impactos ambientais dessa produção sem ter a devida reparação econômica para investir em políticas públicas de saúde, educação e meio ambiente.

Nesse contexto, o presente estudo demonstrou que os municípios produtores de soja apresentam maior PIB *per capita* (Fig. 5.3C ), mas isso não se reflete na geração de emprego e renda, independentemente do peso da cultura na produção agrícola do município ou do seu tempo de consolidação (Tabelas 5.4 e 5.5). Além disso, para cada unidade de avanço no desenvolvimento

geral do município, houve 17 vezes mais gasto de água com o cultivo da soja (Fig. 5.4C), o que impõe limites claros a sustentabilidade ambiental (REICHARDT; TIMM, 2016; SCHMITZ; BITTENCOURT, 2017; SPERA *et al.*, 2016) e social, uma vez que em cenários de escassez hídrica, os municípios mais carentes e suas populações mais vulneráveis são afetados com maior intensidade (CHEN *et al.*, 2015; HSIANG E BURKE, 2014; PORKKA *et al.*, 2016).

Uma constatação preocupante no presente estudo é que a dimensão de saúde dos municípios com produção de soja consolidado há 30 anos ou mais apresentou-se significativamente inferior aos municípios não produtores (Tabela 5.4). Diversos autores (BOMBARDI, 2017; LOPES, 2016; FERREIRA *et al.*, 2015; SANTOS; NAVAL, 2020; SOARES *et al.*, 2013), afirmam que a alta produtividade da soja no Brasil é dependente do consumo intensivo de agrotóxicos e corresponde a aproximadamente 52% do consumo total desse insumo.

Nesse sentido, vários autores (GILL *et al.*, 2018; CAPELLESSO *et al.*, 2016; KRUGER *et al.*, 2014) concordam que os monocultivos transgênicos podem influenciar o aumento de consumo de agrotóxicos, como o herbicida glifosato usado nas lavouras de soja. Vários estudos (PIGNATI *et al.*, 2017; PELLICER-MARTÍNEZ; MARTÍNEZ-PAZ, 2016; TEIXEIRA *et al.*, 2014), têm mostrado que nas extensas áreas de monoculturas, de alto consumo de agrotóxicos, a população sofre grandes riscos de contaminação, pois resquícios dos resíduos desses insumos estão presentes nas bacias hidrográficas e aquíferos. Uma revisão recente realizada por Gill *et al.* (2018) revelou que diversas pesquisas apresentam evidências de que o glifosato, principal agrotóxico utilizado nas lavouras de soja, está associado a efeitos toxicológicos como genotoxicidade, citotoxicidade, aberração nuclear, disfunção hormonal, aberrações cromossômicas e danos no DNA. Esses efeitos crônicos acabam por elevar os custos com o atendimento básico de saúde e a proporção de mortes por causas mal definidas nos municípios.

As desigualdades intermunicipais se refletem na adoção de pacote tecnológico e de incentivos fiscais para a exploração e uso da terra, que associados as fragilidades das legislações ambientais, favorecem este modelo químico-dependente, que é incongruente com a ideia de desenvolvimento sustentável (PIGNATI, OLIVEIRA SILVA, 2014). A superação desse modelo é relativamente difícil sem políticas públicas adequadas.

O financiamento de investimentos e as desonerações tem o efeito relevante na adoção práticas sustentáveis por parte dos produtores do Centro-Oeste do Brasil, porém quase irrelevante

diante do elevado suporte de recursos oferecidos aos produtores de commodities (GONZAGA; VILPOUX; PEREIRA, 2019)

A geração de empregos diretos e indiretos nos municípios relacionada a produção de soja é inferior à de outras atividades econômicas (BUAINAIN *et al.*, 2017; RIBEIRO; BASTOS, 2017;). Além disso, as desigualdades salariais se acentuam por ser uma atividade que tem um pacote tecnológico relativamente moderno e que dispensa mão de obra não especializada (KHOJELY *et al.*, 2018; ZAMBRA; SOUSA; PEREIRA, 2015; CARVALHO, 2013; DA SILVA, 2013). Cunha (2008), por meio de análise multifatorial, constatou que a expansão da soja no estado do Mato Grosso, no período de 2000 a 2005, já se revelava paradoxal: se, por um lado, apresentava sucesso na dimensão econômica, por outro, em relação à dimensão social, seus resultados foram medíocres em termos de distribuição de renda e riqueza, principalmente nos dez maiores municípios produtores de soja, contribuindo para a persistência de um elevado nível de desigualdade econômica e social.

Por outro lado, vários estudos (ZERMIANI *et al.*, 2018; LIMA; CALDARELLI; CAMARA, 2014; MADUREIRA; RIPPEL, 2014; SIQUEIRA, 2013) analisaram o desenvolvimento dos municípios do Paraná em relação a produção da soja, entre os anos de 2000 e 2014, concluindo que para a maioria dos municípios houve melhorias significativas, tanto para o índice geral como para as dimensões de Emprego e Renda, Educação e Saúde. Cerqueira (2013) verificou melhoras em indicadores como educação, longevidade e renda nos municípios tocanтинenses, devido a expansão do agronegócio. Todavia, também constatou que à medida que a economia desses municípios cresce, também se acentua o processo de exclusão social. Struminski e Raiher (2017), ao analisar a distribuição da pobreza pelo Brasil, constataram a existência de um padrão de associação espacial, sendo este observado pobreza nas regiões Norte e Nordeste do país, independentemente do PIB *per capita*. Tais estudos apresentam congruência com os resultados aqui apresentados (Tabelas 5.4 e 5.5), onde se constata a elevação acelerada e incontestável do PIB *per capita*, porém sem o mesmo desempenho no IFDM. Nesse sentido, as microrregiões com um nível menos acentuado de despesas públicas com saúde, saneamento, educação, cultura e emprego tendem a apresentar baixos níveis de desenvolvimento (IBGE, 2018).

A sojicultura apresenta reduzida capacidade para impulsionar novos movimentos de expansão econômica devido à pouca capacidade de gerar efeitos multiplicadores nas demais atividades da economia regional (TRENNEPOHL; PAIVA, 2011). Dados do Censo Agropecuário

de 2017 (IBGE, 2019) revelam que nas microrregiões que compõem a delimitação territorial adotada nesse estudo, a agroindústria relacionada ao complexo da soja apresenta baixa prevalência.

As características da sojicultura da Amazônia e do Cerrado brasileiro são muito similares. O modelo de expansão praticado atualmente é incompatível com os princípios do desenvolvimento endógeno, uma vez que impossibilita que os atores locais participem do processo e possam usufruir dos rendimentos gerados. Isso eleva as desigualdades macrorregionais entre os municípios produtores de soja das regiões Sul, Centro-Oeste, Norte e Nordeste (ARAÚJO, 2019; CARVALHO, 2011). Dessa forma, o desenvolvimento dos municípios produtores contidos na delimitação territorial do presente estudo apresentou evolução inferior ao dos municípios produtores de soja do Sul e Centro-Oeste.

## 5.6 - Conclusões

A soja ocupa grande extensão territorial em razão do seu sucesso em termos de geração de riquezas nas áreas de recente expansão agrícola do Cerrado das regiões Norte e Nordeste o Brasil. Contudo, o crescimento econômico proporcionado por seu modelo de produção não tem alavancado expressivamente o desenvolvimento regional.

A associação entre a produção de soja e o desenvolvimento municipal é inexistente e a pequena evolução nos níveis de oferta e qualidade da educação básica e saúde no conjunto de municípios produtores pode estar mais relacionada as políticas públicas federais de repasse diretas nessas áreas do que com a arrecadação de tributos do complexo da soja, em resposta a lei Kandir.

Dos municípios contidos na delimitação territorial desse estudo, aqueles que têm a produção de soja consolidada há mais de 30 anos, são os que apresentaram melhor desenvolvimento geral devido ao forte impacto dessa atividade no PIB municipal. Contudo não apresentaram resultados significativos na desconcentração de renda e geração de empregos, além de exibirem piores índices de saúde quando comparados aos municípios não produtores de soja da mesma região.

Os municípios produtores de soja apresentam crescente consumo de água em razão do tempo de consolidação e do tamanho das áreas destinadas aos cultivos dessa *commoditie*. Isso reflete o comportamento da AWF entre 2007 e 2016, que apresentou taxas médias de crescimento geométrico anual muito superiores as do IFDM em quase todos os municípios produtores.

Enfim, a produção de soja nas áreas de recente expansão agrícola do Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil é uma realidade que impõe riscos ambientais substanciais e não gera redes de cooperação local que promovam aumento de empregos e de renda para os atores locais. Dessa forma, não permite que os mesmos possam usufruir dos ganhos econômicos gerados na região e usa o espaço de maneira destrutiva, caracterizando-se como um modelo de desenvolvimento altamente exógeno que, além de ameaçar as culturas, tradições e organização locais, tende à insustentabilidade ambiental e socioeconômica.

## 5.7 - Referências

- ABU-GHUNMI, D. et al. Circular economy and the opportunity cost of not ‘closing the loop’ of water industry: the case of Jordan. **Journal of Cleaner Production**, v. 131, p. 228-236, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.043>
- ALLEN, R. G. et al. Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper 56, **Rome**, 1998. Disponível em: [https://www.scscourt.org/complexcivil/105CV049053/volume3/172618e\\_5xAGWAx8.pdf](https://www.scscourt.org/complexcivil/105CV049053/volume3/172618e_5xAGWAx8.pdf)
- ALDAYA, M. M. et al. Strategic importance of green water in international crop trade. **Ecol. Econ.** v. 69, n. 4, p. 887–894, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.001>
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Ministério do Meio Ambiente (Brasil). **Levantamento da agricultura irrigada por pivôs centrais no Brasil**. Brasília, DF: ANA, 2016. Disponível em: <http://metadados.ana.gov.br/geonetwork>.
- ANDA. ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS. **Relatório mensal de consumo aparente de fertilizantes**. Anuário 2016. ANDA, 2017. Disponível em: <http://anda.org.br/pdfs/INDICE-ANUARIO-2016.pdf>
- ARAÚJO, M. L. S. et al. Spatiotemporal dynamics of soybean crop in the MATOPIBA region, Brazil (1990–2015). **Land Use Pol.** v. 80, p. 57-67, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.040>
- ARAÚJO, R. C. Análise sobre a monocultura de soja e o desenvolvimento sustentável na Amazônia com base na teoria do desenvolvimento endógeno. **Revista Economia e Desenvolvimento**, v. 26, n. 1, p. 28–45, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5902/1414650913882>
- AYALA, L. M. et al. Impact of agricultural expansion on water footprint in the Amazon under climate change scenarios. **Sci. Total Environ.** v570, p. 1159–1173, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.191>
- BARBOSA FILHO, F. H. A crise econômica de 2014/2017. **Estudos Avançados**, v. 31, n. 89, p. 51-60, 2017. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1590/s0103-40142017.31890006>



BOLFE, E. L. et al. MATOPIBA em crescimento agrícola Aspectos territoriais e socioeconômicos. **Política Agrícola**, v. 25 n. 4, p. 38-62, 2016. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/160156/1/MATOPIBA-em-crescimento-agricola.pdf>

BOMBARDI, L. M. **Geografia do uso de agrotóxicos no Brasil e conexões com a União Europeia**. São Paulo, FFLCH – USP, 2018, 2017. Disponível em: <http://conexaoagua.mpf.mp.br/arquivos/agrotoxicos/05-larissa-bombardi-atlas-agrotoxico-2017.pdf>

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Disponível em: [http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO\\_CONAMA\\_n\\_357.pdf](http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf)

BRESSER-PEREIRA, L. C. *Developing Brazil: Overcoming the Failure of the Washington Consensus*. Boulder: Lynne Rienner Publishers, 2009.

BUAINAIN, A. M; GARCIA, J. R; VIEIRA FILHO. J. E. R. **Dinâmica da economia e da agropecuária no MATOGDPA**. Texto para discussão. Brasília: Ipea, 2017. Disponível em: [repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/7574/1/TD\\_2283.Pdf](http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/7574/1/TD_2283.Pdf)

CAO, X. et al. An evaluation of the water utilization and grain production of irrigated and rain-fed croplands in China. **Sci. Total Environ.** v.529 n. 1, p. 10-20, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.011>

CAPELLESSO, A. J. et al. Economic and environmental impacts of production intensification in agriculture: comparing transgenic, conventional, and agroecological maize crops. **Agroecol. Sustain. Food Syst.** p. 40, n. 3, p. 215-236, 2015. Disponível em: [https:// dx.doi.org /10.1080/21683565.2015.1128508?journalCode=wjsa21](https://dx.doi.org/10.1080/21683565.2015.1128508?journalCode=wjsa21)

CARVALHO, A. C. S. **Soja e desenvolvimento: uma análise comparativa entre as regiões norte, nordeste e centro-oeste**. 2011. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido) – Universidade Federal do Pará. Disponível em: <http://repositorio.ufpa.br/jspui/handle/2011/2953>

CARVALHO, I. R. et al. Demanda hídrica das culturas de interesse agrônômico. **Enciclopédia BiosFera**, v. 9, n. 17, p. 969-984, 2013. Disponível em: <http://www.conhecer.org.br/enciclop/2013b/CIENCIAS%20AGRARIAS/DEMANDA%20HIDRICA.pdf>

CASTRO, L. S; MIRANDA, M. H; LIMA, J. E. Indicadores sociais de desenvolvimento e a produção de soja: uma análise multivariada nos 150 maiores municípios produtores brasileiros. **Rev. Bras. de Gest. e Desenv. Regional**, v. 11, n. 1, p. 69-87, 2015. Disponível em: <https://www.rbgdr.net/revista/index.php/rbgdr/article/view/1609/428>

CERQUEIRA, E. S. Mudanças decorrentes da expansão da monocultura da soja no estado do Tocantins: diagnóstico socioeconômico dos municípios de Campos Lindos e Lagoa da Confusão. **Perspectiva geográfica**, v. 8, n. 9, p. 1-22, 2013. Disponível em: <http://e-revista.unioeste.br/index.php/pgeografica/article/view/9342>

- CHEN, J. et al. Population, water, food, energy, and dams. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 56, p. 18–28, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.11.043>
- CONAB. COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da safra brasileira de grãos**. Brasília: CONAB, 2017. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/>
- COSTA E SILVA, M. R. et al. Expansão da cultura de soja, infraestrutura viária e desenvolvimento regional: a BR 158 do Vale do Araguaia Mato-Grossense entre 1990 e 2010. **Revista Brasileira de Desenvolvimento Regional**, v. 3, n. 2, p. 135-159, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.7867/2317-5443.2015v3n2p135-159>
- CUNHA, O. E. **Expansão da soja em Mato Grosso e desenvolvimento econômico no período de 1995 a 2005**. 2008. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Agronegócios e Desenvolvimento Regional) – Universidade Federal do Mato Grosso. Disponível em: <https://www.ufmt.br/adr/arquivos/e12509d690a98977748a109a4063fba0.pdf>.
- DA SILVA, E. B. **A dinâmica socioespacial e as mudanças na cobertura e uso da terra no bioma Cerrado**. (Tese de Doutorado). Goiânia: Universidade Federal de Goiás, 2013. Disponível em: <https://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tede/3277>
- DUNNETT, C. W. A multiple comparisons procedure for comparing several treatments with a control. **Journal of the American Statistical Association**. v. 50, n. 272, p. 1096–1121, 1955. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01621459.1955.10501294>
- DUIĆ, N; URBANIEC, K; HUISINGH, D. Components and structures of the pillars of sustainability. **Journal of Cleaner Production**, v. 88 n. 1, p. 1-12, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.030>
- FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UN. **CROPWAT 8.0 model. 2010**. Disponível em: [http://www.fao.org/nr/water/infores\\_databases\\_cropwat.html](http://www.fao.org/nr/water/infores_databases_cropwat.html).
- FERRERA DE LIMA, J.; HERSEN, A.; KELIN, C. F. Desenvolvimento humano municipal no Oeste do Paraná: o que mostram os indicadores? **G&DR**, v. 12, n.1, p. 157-173, 2016.
- FERREIRA, B. G. C; FREITAS, M. M. L; MOREIRA, G. C. Effective operational cost of production soybean in no-tillage system. **Revista iPecege**, v.1, n.1, p. 39-50, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.22167/r.ipecege.2015.1.39>
- FIRJAN. FEDERAÇÃO DAS INDUSTRIAS DO RIO DE JANEIRO. **Índice de Desenvolvimento Municipal – IFDM**. Rio de Janeiro: Firjan, 2018. Disponível em: <http://www.firjan.org.br/ifdm/>
- FRANKE, N. A. et al. **Grey water footprint accounting: Tier 1 supporting guidelines**. Water Research Report Series n. 65, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands, 2013. Disponível em: [https://waterfootprint.org/media/downloads/Report65-GreyWaterFootprint-Guidelines\\_1.pdf](https://waterfootprint.org/media/downloads/Report65-GreyWaterFootprint-Guidelines_1.pdf)
- GARCÍA-MORILLO, J. et al. Linking water footprint accounting with irrigation management in high value crops. **J Clean Prod.** v. 87, p. 594–602, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.09.043>

- GAZZONI, D. L. **A sustentabilidade da soja no contexto do agronegócio brasileiro e mundial**. Londrina: Embrapa Soja, 2013. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/973921/1/Doc344online.pdf>
- GILL, J. P. K. et al. Glyphosate toxicity for animals. **Environmental Chemistry Letters**, v. 16, n.2, p. 401–426, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10311-017-0689-0>
- GONZAGA, J. F.; VILPOUX, O. F.; PEREIRA, M. W. G. Factors influencing technological practices in the Brazilian agrarian reform. **Land Use Policy**, v. 80, p. 150-162, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.10.005>
- HAMMER, Ø. PAST - Palaeontological statistics. Version 3.20. **Natural History Museum: University of Oslo**, 2018. Disponível em: <http://folk.uio.no/ohammer/past/>
- HOEKSTRA, A. Y. A critique on the water-scarcity weighted water footprint in LCA. **Ecol. Indic.** v. 66, p. 564–573, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.026>
- HOEKSTRA, A. Y. Water Footprint Assessment: Evolvement of a New Research Field. **Water Resour. Manag.** v. 231, p. 1-21, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1618-5>
- HOEKSTRA, A. Y. et al. The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard. **Earth scan, London**, 2011. Disponível em: [https://waterfootprint.org/media/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManual\\_2.pdf](https://waterfootprint.org/media/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManual_2.pdf). Acesso em: outubro de 2017
- HSIANG, S. M.; BURKE, M. Climate, Conflict, And Social Stability: What Does the Evidence Say? **Climatic Change**, v.123, p. 39–55, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0868-3>
- IBAMA. INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **1º relatório semestral de agrotóxicos, 2017**. Disponível em: <https://servicos.ibama.gov.br/>
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTADÍSTICA. **Mapa de Solos do Brasil. - Escala 1:5000.000"**. Rio de Janeiro: IBGE, 2001. Disponível em: <https://ww2.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/31072003mapasolos.shtm>
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTADÍSTICA. **Mapa de Biomas do Brasil (1: 5000.000)**, 2004. Disponível em: <https://mapas.ibge.gov.br/tematicos>
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTADÍSTICA. **Produção agrícola municipal: culturas temporárias e permanentes**. v. 43, 2016. Disponível em: [https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/66/pam\\_2016\\_v43\\_br.pdf](https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/66/pam_2016_v43_br.pdf)
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTADÍSTICA. **Sistema Integrado de Recuperação Automática de dados - SIDRA**, 2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/home/lspa/brasil>
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTADÍSTICA. **Censo Agropecuário 2017: Brasil**, 2018. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/home/>

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção agrícola municipal: culturas temporárias e permanentes.** v. 45. 2019. Disponível em: [https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/66/pam\\_2018\\_v45\\_br.pdf](https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/66/pam_2018_v45_br.pdf)

IMAFLORA. INSTITUTO DE MANEJO E CERTIFICAÇÃO FLORESTAL E AGRÍCOLA. **Evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil: setor agropecuário.** São Paulo: Observatório do Clima, 2018. Disponível em: [https://sirene.mctic.gov.br/portal/export/sites/sirene/backend/galeria/arquivos/2018/10/11/Estimativas\\_2ed.pdf](https://sirene.mctic.gov.br/portal/export/sites/sirene/backend/galeria/arquivos/2018/10/11/Estimativas_2ed.pdf)

INMET. INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa,** 2019. Disponível em: <https://www.inmet.gov.br>

INPE. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Projeto TerraClass: Cerrado,** 2013. Disponível em: <https://www.dpi.inpe.br/tcCerrado>

INPE, 2018. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Monitoramento do El Niño.** Disponível em: <https://enos.cptec.inpe.br/>

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Part B regional aspects Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report.** BARROS, V. R. et al. (ed). Cambridge: Cambridge University Press. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415386>

KHOJELY, D. M. et al. History, current status, and prospects of soybean production and research in sub-Saharan Africa. **The Crop Journal**, v. 6 n. 3, p. 226-235, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cj.2018.03.006>

KRUGER, M. et al. Detection of Glyphosate Residues in Animals and Humans. **J. Environ. Anal. Toxicol.**, v. 4 n. 2, p. 1-16, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.4172/2161-0525.1000210>

LAHSEN, M. et al. Undervaluing and Overexploiting the Brazilian Cerrado at Our Peril. **Environment: Science and Policy for Sustainable Development** v. 58 n. 6, p. 4-15, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00139157.2016.1229537>

LEITÃO, A; IRFFI, G; LINHARES, F. Avaliação dos efeitos da lei Kandir sobre a arrecadação de ICMS no estado do Ceará. **Planejamento e políticas públicas**, v. 39, p. 33-56, 2012. Disponível em: <https://www.ipea.gov.br/ppp/index.php/PPP/article/view/314>

LIMA, V. M. A; CALDARELLI, C. E; CAMARA, M. R. G. Análise do desenvolvimento municipal paranaense: uma abordagem espacial para a década de 2000. **Revista Economia e Desenvolvimento**, v. 26, n. 1, p. 1-19, 2014. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.5902/1414650911030>

LENG, G. et al. A modeling study of irrigation effects on global surface water and groundwater resources under a changing climate. **J. Adv. in Model. Earth Syst.** v. 7, p. 1285–1304, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2015MS000437>

LOPES, A. S.; GUIMARÃES G. L. R. A. Career perspective on soil management in the Cerrado region of Brazil. **Adv. Agron.** v. 137, p. 1-172, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/bs.Agron.2015.12.004>

- LOPES, M. V. **Índice de possibilidade de conversão à agricultura (IPCA):** uma ferramenta na elucidação do fenômeno da expansão da fronteira agrícola em goiás. Tese (doutorado) - universidade federal de goiás, ciências ambientais, Goiânia, 2016. [Disponível em: https://repositorio.Bc.Ufg.Br/tede/handle/tede/5676](https://repositorio.Bc.Ufg.Br/tede/handle/tede/5676)
- MADUREIRA, E. M. P.; RIPPEL, R. A importância da cadeia produtiva da soja no crescimento econômico do oeste paranaense: uma análise entre 1985 e 2012. **Anais. III congresso nacional de pesquisa em ciências sociais**, outubro de 2014. [Disponível em: https://cac.php.Unioeste.Br/eventos/conape/anais/iii\\_conape/arquivos/artigos/artigoscompletos/cienciaseconomicas/1.Pdf](https://cac.php.Unioeste.Br/eventos/conape/anais/iii_conape/arquivos/artigos/artigoscompletos/cienciaseconomicas/1.Pdf)
- MARCONI, N.; BRANCHER, M. A política econômica do novo desenvolvimentismo. **Economia contemporânea, supl. Especial**, p. 1-31, 2017. [Disponível em: https://dx.Doi.Org/10.1590/198055272126](https://dx.Doi.Org/10.1590/198055272126)
- MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A.Y. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. **Hydrol. Earth sys. Sci.** V. 15, p. 1577-1600, 2011. [Disponível em: https://doi.Org/10.5194/hess-15-1577-2011](https://doi.Org/10.5194/hess-15-1577-2011)
- MEKONNEN, M. M. et al. Sustainability, efficiency and equitability of water consumption and pollution in Latin America and the Caribbean. **Sustainability.** V. 7, n. 2, p. 2086-2112, 2015. [Disponível em: https://doi.Org/10.3390/su7022086](https://doi.Org/10.3390/su7022086)
- MIRANDA, E. E.; MAGALHÃES, L. A.; CARVALHO, C. A. **Proposta de delimitação territorial do MATOPIBA.** Nota técnica 1. Campinas: Embrapa, 2014. [Disponível em: https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT1\\_DelimitacaoMATOPIBA.pdf](https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT1_DelimitacaoMATOPIBA.pdf)
- NUNES, A. C. et al. Agronomic aspects of soybean plants subjected to deficit irrigation. **Revi. Bras. Eng. Agríc. Amb.** v. 20, n. 7. p. 654-659, 2016. [Disponível em: https://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n7p654-659](https://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n7p654-659)
- OLIVO, V. E. et al. Método rápido para determinação de glifosato em água subterrânea usando cromatografia líquida de alta eficiência e extração em fase sólida após derivatização. **Ambiente Água**, v. 10, n. 2, p. 286-297, 2015. [Disponível em: https://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1548](https://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1548)
- OLIVEIRA JUNIOR, E. F. et al. Exportação de soja no estado de Mato Grosso do Sul: características da comercialização. **Rev. Agro. Amb.**, v. 11, n. 1, p. 71-97, 2018. [Disponível em: https://doi.org/10.17765/2176-9168.2018v11n1p71-97](https://doi.org/10.17765/2176-9168.2018v11n1p71-97)
- PELLICER-MARTÍNEZ, F.; MARTÍNEZ-PAZ, J. M. Grey water footprint assessment at the river basin level: Accounting method and case study in the Segura River Basin, **Spain. Ecol. Indic.** v. 60, p. 1173-1183, 2016. [Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.032](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.032)
- PERETTO, P. F. Robust endogenous growth. **European Economic Review**, v. 108, p. 49-77, 2018. [Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.euroecorev.2018.06.007](https://doi.org/10.1016/j.euroecorev.2018.06.007)
- PIGNATTI, W. A. et al. Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a Vigilância em Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 22, n. 10, p. 3281-3293, 2017. [Disponível em: https://dx.doi.org/10.1590/1413-812320172210.17742017](https://dx.doi.org/10.1590/1413-812320172210.17742017)
- PIGNATTI, W. A.; OLIVEIRA, N. P.; SILVA, A. M. C. Vigilância aos agrotóxicos: quantificação do uso e previsão de impactos na saúde-trabalho-ambiente para os municípios brasileiros. **Ciência**



- & Saúde Coletiva**, v. 19, n. 12, p. 4669-4678, 2014. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1590/1413-812320141912.12762014>
- PORKKA, M. et al. Causes and trends of water scarcity in food production. **Environ. Res. Letters**. v. 11, p. 1-12, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/1/015001>
- QUEIROZ, G. M. P. et al. Transporte de glifosato pelo escoamento superficial e por lixiviação em um solo agrícola. **Química Nova**, v. 34, n. 2, p. 190-195, 2011. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422011000200004>
- QUEIROZ, R. B. Formação e gestão de políticas públicas. Curitiba: interSaberes, 2012.
- REICHARDT, K; TIMM, L. C. **Água e sustentabilidade no sistema solo-planta-atmosfera**. São Paulo: Manole, 2016.
- RIBEIRO, H. M. D.; BASTOS, S. Q. A. Arranjos Institucionais e Desenvolvimento: uma Análise Multivariada e Espacial para Municípios de Minas Gerais. **Análise Econômica**, v. 35, n. 68, p. 231-262, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.22456/2176-5456.47686>
- RITTEN, J. et al. Using State and Transition Models to Determine the Opportunity Cost of Providing Ecosystem Services. **Ecology & Management**, v. 71, n. 6, p. 737-752, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rama.2018.06.010>
- RUDORFF, B. et al. **Análise Geoespacial da Dinâmica das Culturas Anuais no Bioma Cerrado: 2000 a 2014**. Florianópolis: Agrosatélite Geotecnologia Aplicada, 2015. Disponível em: [https://biomas.agrosatelite.com.br/img/Analise\\_geoespacial\\_da\\_dinamica\\_das\\_culturas\\_anuais\\_no\\_bioma\\_Cerrado\\_2000a2014.pdf](https://biomas.agrosatelite.com.br/img/Analise_geoespacial_da_dinamica_das_culturas_anuais_no_bioma_Cerrado_2000a2014.pdf)
- SPERA, S. A. et al. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. **Glob Change Biol**. v. 22, p. 3405-3413 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.13298>
- STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nat. Ecol. Evol**. v. 1, n. 99, p. 1-3, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>
- SACHS, I. Barricadas de ontem, campos de futuro. **Estudos avançados**, v. 68, n. 24, p. 25-38, 2010. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142010000100005>
- SANDBERG, S; SUI, S; BAUM, M. Effects of prior market experiences and firm-specific resources on developed economy SMEs' export exit from emerging markets: Complementary or compensatory? **Journal of Business Research**, v. 92, p. 29-48, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jbusres.2018.10.014>
- SAYAGO, S; OVANDO, G; BOCCO, M. Landsat images and crop model for evaluating water stress of rainfed soybean. **Remote Sensing of Environment**, v. 198, p. 30-39, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.05.008>
- SILVA JUNIOR, C. A; LIMA, M. Soy Moratorium in Mato Grosso: Deforestation undermines the agrément. **Land Use Policy**, v. 71, p. 540-542, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.11.011>
- SIQUEIRA, D. **Crescimento e desenvolvimento econômico em municípios produtores de soja no Brasil: uma análise do período 2000-2010**. Disponível em: <https://hdl.handle.net/1884/55922>

SCHMITZ, A. P; BITTENCOURT, M. V. L. Crescimento econômico e pressão sobre recursos hídricos. **Estudos Econômicos**, v. 47, n. 2, p. 329-363, 2017. [Disponível em: https://dx.doi.org/10.1590/0101-416147243asm](https://dx.doi.org/10.1590/0101-416147243asm)

STRUMINSKI, L.; RAIHER, U. Pobreza e seus determinantes nos municípios brasileiros: abordagem monetária, de privações e multidimensional. **Revista de Desenvolvimento Econômico**, v. 2, n. 37, p. 186 – 211, 2017. [Disponível em: https://revistas.unifacs.br/index.php/rde/article/view/4817/3235](https://revistas.unifacs.br/index.php/rde/article/view/4817/3235)

SOARES, A. F. S. et al. Ocorrência de agrotóxicos de culturas de café em águas superficiais. **Ambiente Água**, v. 8, n. 1, p. 62-72, 2013. [Disponível em: https://dx.doi.org/10.4136/ambiente-agua.1053](https://dx.doi.org/10.4136/ambiente-agua.1053)

TEIXEIRA, J. R. B. et al. Intoxicações por agrotóxicos de uso agrícola em estados do Nordeste brasileiro, 1999-2009. **Epidemiol. Serv. Saúde**, v. 23, n. 3, p. 497-508, 2014. [Disponível em: https://dx.doi.org/10.5123/S1679-49742014000300012](https://dx.doi.org/10.5123/S1679-49742014000300012)

TRENNEPOHL, D; PAIVA, C. A. N. A importância da sojicultura para o desenvolvimento da região noroeste do Rio Grande do Sul. **Ensaios FEE**, v. 31, p. 741-778, 2011. [Disponível em: https://revistas.fee.tcche.br/index.php/ensaios/article/view/2578](https://revistas.fee.tcche.br/index.php/ensaios/article/view/2578)

WEINHOLD, D.; KILLICK, E.; REIS, E. J. Soybeans, Poverty and Inequality in the Brazilian Amazon. **World Develop.** v. 52, p. 132-143, 2013. [Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2012.11.016](https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2012.11.016)

ZAMBRA, E. M; SOUZA, P. A. R; PEREIRA, R. S. Os impactos da produção de soja e a dinâmica do desenvolvimento em Sorriso-MT. **Pretexto**, v. 16, n. 3, p. 92-105, 2015. [Disponível em: https://dx.doi.org/10.21714/pretexto.v16i3.1439](https://dx.doi.org/10.21714/pretexto.v16i3.1439)

ZERMIANI, T. C; FREITAS, R. S; NIEVOLA, M. T. S. A relação entre indicadores de desenvolvimento humano e de saúde materna nos municípios da Região Metropolitana de Curitiba – PR. **Cadernos Saúde Coletiva**, v. 26, n. 1, p. 100-106, 2018. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1590/1414-462x201800010041>

ZORTEA, R. B.; MACIEL, V. G.; PASSUELLO, A. Sustainability assessment of soybean production in Southern Brazil: A life cycle approach. **Sustainable Production and Consumption**, v. 13, n. 102, p. 102-112, 2018. [Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.spc.2017.11.002](https://doi.org/10.1016/j.spc.2017.11.002)

## 6 - DESIGUALDADE FUNDIÁRIA NOS MUNICÍPIOS E DE RENDA DOS ESTABELECIMENTOS AGROPECUÁRIOS: O CASO DA PRODUÇÃO DE SOJA NO CERRADO DAS REGIÕES NORTE E NORDESTE

### 6.1 - Resumo

O objetivo deste estudo foi analisar a desigualdade fundiária nos municípios e de renda dos estabelecimentos agropecuários tendo como variável categórica a produção de soja nas recentes áreas de expansão agrícola do Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil, no período entre 2006 e 2017. Para tanto, os indicadores econômicos e fundiários dos municípios produtores - MPS e não produtores de soja - MNS foram comparados, conforme diferentes categorias de tempo de consolidação da sojicultura, por meio da análise multivariada. Os resultados encontrados refutam a hipótese de que o crescimento econômico dos MPS reduziria as desigualdades com o passar do tempo de consolidação da produção nessas áreas. Os MPS com produção consolidada há mais de 30 anos, são os que apresentaram maior crescimento econômico e concentração de renda dos estabelecimentos agropecuários. Contudo não apresentaram mudanças significativas na concentração fundiária. Os MNS apresentaram queda da desigualdade fundiária e de renda, embora sua renda total e suas áreas produtivas sejam menores do que a dos MPS. Conclui-se que a soja promove um modelo de crescimento econômico marcado pela concentração dos tímidos efeitos positivos sobre o desenvolvimento territorial, em poucos municípios e em poucos estabelecimentos agropecuários.

PALAVRAS-CHAVE: Sustentabilidade, Agricultura, Ambiente, Economia, Desenvolvimento.

### 6.2 - Introdução

A globalização da economia vem impondo pressão sobre os estados nacionais a fim de reduzir as barreiras comerciais e de promover um ambiente capaz de acelerar a produção de *commodities* na América do Sul. Para isso, exige melhor infraestrutura logística para vincular produtores de *commodities* situados na periferia dos grandes mercados capitalistas. Esse processo é chamado de desenvolvimento dependente. Trata-se de um modelo que impõe aos países periféricos a condição de produtores de *commodities*, que são fornecidas aos países industrializados, enquanto esses vendem produtos de alta tecnologia e valor agregado. Fornecer *commodities* a preços baixos e importar produtos tecnológicos a preços altos caracteriza um fenômeno conhecido desequilíbrio dos termos de troca (CARDOSO; FALETTTO, 2004; DEFRIES et al., 2013).

As *commodities* são produtos básicos (insumos) para a indústria, sem diferenciação, produzidos em larga escala, podendo ser estocados sem risco de perda da qualidade, cujos preços são definidos nas bolsas de valores mundiais. Podem ser classificadas como: agrícolas (Algodão, borracha, café, soja, suco de laranja, etc.), minerais (alumínio, minério de ferro, petróleo, ouro, etc.) e ambientais (água, energia, minério, biodiversidade, madeira, reciclagem e controle de



emissão de poluentes). O Brasil, atualmente, configura entre os principais atores dos mercados internacionais do agronegócio, com destaque para produção de carne bovina e de frango, de algodão, de café e de soja (IBGE, 2019; MORTAZAVI et al., 2019; MONTOYA et al., 2019).

A cultura da soja [*Glycine max (L.) Merrill*] é considerada uma vitrine que exemplifica o sucesso do modelo brasileiro na produção de *commodities* agrícolas. Os fatores contribuíram para o sucesso da produção de soja no Brasil foram, principalmente, as políticas públicas de incentivo, o pacote tecnológico de vanguarda e a força de persuasão das lideranças e organizações setoriais (sindicatos, associações, cooperativas), que influenciaram o campo político para a consolidação de um modelo econômico desenvolvimentista exógeno e dependente, baseado na exportação de *commodities*. (GAZZONI, 2013; MONTOYA et al., 2019; WESZ JUNIOR, 2014).

O modelo desenvolvimentista brasileiro privilegiou as *commodities* agrícolas orientadas para o mercado internacional e obteve inquestionável sucesso no aumento da produtividade e melhor aproveitamento de áreas produtivas, além de promover a expansão da fronteira agrícola. A cadeia da soja é exposta midiaticamente como um modelo que opera dentro de parâmetros que promovem o desenvolvimento sustentado (ALENTEJANO; TAVARES, 2019; GAZZONI, 2013).

Contudo, para diversos estudiosos (FUKUDA-PARR; MUCHHALA, 2020; LÉLÉ, 1991; KATES; PARRIS; LEISEROWITZ, 2005; SACHS, 2010), um modelo de desenvolvimento só pode ser considerado sustentável quando equilibrada minimamente três dimensões fundamentais: econômica, social e ambiental. Assim, o desenvolvimento deve ser viável do ponto de vista econômico, promotor de melhores condições de vida para a população e alinhado a conservação e preservação dos serviços e processos ecossistêmicos.

O discurso hegemônico propagado pelos setores do agronegócio brasileiro, voltado para a exportação, considera o desenvolvimento agrícola como sinônimo de desenvolvimento rural. Isso é um grande equívoco, uma vez que os interesses do desenvolvimento agrícola são voltados para o setor privado, para facilitar o acesso ao crédito e expandir as exportações, isso destoa substancialmente do desenvolvimento rural, cujas intenções são pautadas na melhoria das condições de vida das pessoas que trabalham e vivem no meio rural (ANJOS; CALDAS, 2008).

Diversos estudos (ANJOS; CALDAS, 2014; CASTRO, 2019; LIMA, 2019) vêm relatando as externalidades da expansão do modelo de produção de *commodities* agrícolas, como: a ampliação e intensificação dos problemas ambientais, das desigualdades sociais, dos conflitos pela terra e da desvalorização dos povos tradicionais e seus conhecimentos. Especialmente, nas áreas

de Cerrado dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, esse avanço tem sido marcado por sua intensidade e capacidade de gerar externalidades econômicas e socioambientais, com destaque para a questão fundiária e climática (LAHSEN *et al.*, 2016; DUIĆ; URBANIEC; HUISINGH, 2015; SACHS, 2010).

A concentração de terra produtivas é o fator mais impactante na geração de conflitos agrários e configura um problema estrutural do modelo de agronegócio adotado pelo Brasil. Particularmente, no Cerrado, as questões ambientais ganham magnitude preocupante, pois aproximadamente 50% da cobertura florestal original deste Domínio já foi perdida. Ainda que, nas regiões Norte e Nordeste do Brasil, esta perda tenha representado menos de 27% até 2013 (COSTA; ROSSETTO, 2019; FAVARETO *et al.*, 2019; INPE, 2013).

A modificação genética de sementes de soja para torná-las adequadas às condições edafoclimáticas do Cerrado dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia levou à intensa expansão das áreas destinadas ao cultivo dessa *commoditie* e tornou esse Domínio um dos ecossistemas mais ameaçados do planeta. Nesse Domínio, os sistemas climáticos são fortemente influenciados pelas características da cobertura vegetal e o avanço das sojicultora é preocupante face às mudanças climáticas locais e regionais (FAVARETO *et al.*, 2019; LOPES; GUIMARÃES, 2016; STRASSBURG *et al.*, 2017).

De acordo com o discurso das organizações empresariais e dos agentes políticos que fazem lobby para o setor do agronegócio, as externalidades ambientais são o preço a ser pago pelo progresso econômico e social promovido pelo cultivo das commodities agrícolas nos municípios e nos estados. Tal discurso, baseado no senso comum e enviesado pelos interesses de uma elite empresarial, é propagado pelos grandes meios de comunicação de massa. Esse processo inculca nas crenças das populações residentes nas fronteiras agrícolas a ideia de que o agronegócio se caracteriza pela adoção de uma abordagem inclusiva e de segurança alimentar. Contudo, não há evidências empíricas de que tal progresso ocorra efetivamente nas fronteiras agrícolas recentes (BELLEMARE; NOVAK, 2017; CHAMBERLAIN; ANSEEUW, 2019; FAVARETO *et al.*, 2019; KELLY; VERGARA; BAMMANN, 2015).

Paradoxalmente, a elevação da produção parece estar relacionada com o aumento das desigualdades econômicas e de acesso às terras produtivas. Ocorre que, a expansão da fronteira agrícola da soja resulta em aumento da demanda e do valor das terras, o que acentua os conflitos e a concentração fundiária em áreas historicamente marcadas pela violência e grilagem nas disputas

territoriais (SAUER, 2018; ZAMBRA; SOUSA; PEREIRA, 2015). Ademais, as grandes áreas destinadas ao cultivo de soja promovem menor proteção do solo e evapotranspiração anual do que a vegetação natural (SPERA *et al.*, 2016; STRASSBURG *et al.*, 2017), o que pode afetar os sistemas locais de regulação de temperaturas e de precipitação (OERTEL *et al.*, 2016).

Nesse contexto, O objetivo deste estudo foi analisar a desigualdade fundiária dos municípios e de renda dos estabelecimentos agropecuários em relação a produção de soja nas recentes áreas de expansão agrícola do Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil.

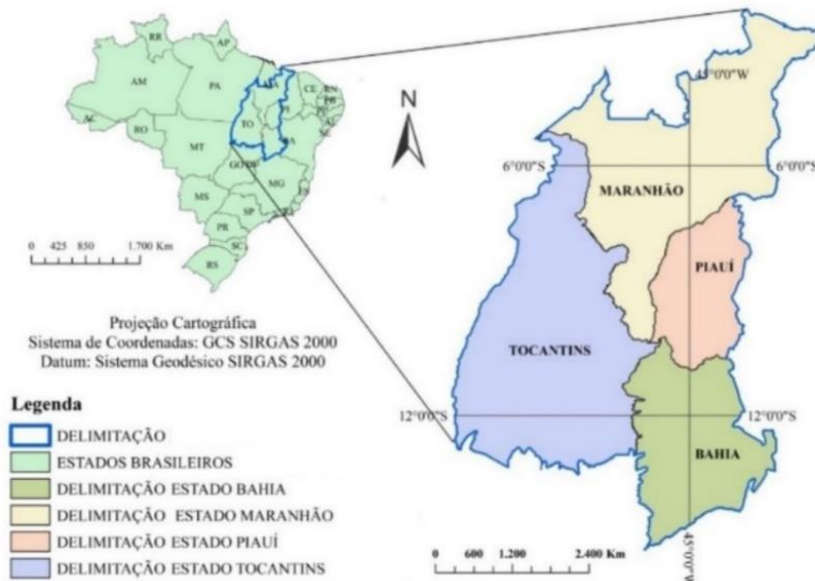
---

### 6.3 - Material e métodos

A delimitação territorial desse estudo compreende parte dos estados nordestinos da Bahia, Maranhão e Piauí, bem como a totalidade do estado do Tocantins localizado na região Norte do Brasil (Fig. 6.1). Na região nordeste, refere-se especificamente ao extremo oeste baiano e ao sul do Maranhão e do Piauí. Tal delimitação inclui, além dos Domínios do Cerrado, parte da Amazônia Legal, localizada nos estados do Tocantins e Maranhão, além de ecótonos de transição entre os Domínios Cerrado, Amazônia e Caatinga (MIRANDA; MAGALHÃES; CARVALHO, 2014). O estudo contemplou 337 municípios, mais de 73 milhões de hectares, 31 microrregiões, cerca de 6.3 milhões de habitantes e um PIB regional superior a R\$102 bilhões em 2017 (IBGE, 2020; MIRANDA; MAGALHÃES; CARVALHO, 2014).

O crescimento econômico foi avaliado pelo Produto Interno Bruto (GDP) agropecuário, definido como o somatório de todas as riquezas significativas produzidas no setor, em uma determinada escala temporal (BARBOSA FILHO, 2017). Os valores do GDP foram corrigidos no decorrer da série histórica pelo Deflator Implícito (DI), que é um indicador que mede a variação média dos preços de um período em relação aos preços do ano anterior, ou seja, é a razão entre os preços do produto no ano em que foi produzido e comercializado (GDP nominal) e o calculado a preços constantes (GDP Real), onde é escolhido um ano-base a fim de corrigir o efeito da inflação.

Já a avaliação da desigualdade de renda dos estabelecimentos agropecuários e de posse de terras produtivas foi realizada por meio do Índice de Gini (IG). O IG é um indicador normalizado que varia de 0 a 1, onde 0 representa igualdade absoluta e 1 desigualdade total. Em termos de classificação, um IG menor que 0,3 indica igualdade substancial, entre 0,3 e 0,4 indica normalidade aceitável, entre 0,4 e 0,6 é considerado grande e quando maior que 0,6 é excessivo (BELLÚ; LIBERATI, 2006).



**Figura 6.1** – Localização da área de estudada. Fonte: Matricardi *et al.* (2018).

O IG foi calculado a partir de dados dos censos agropecuários de 2006 (IBGE, 2007) e 2017 (IBGE, 2018). As informações sobre o GDP municipal e *per capita*, área plantada anualmente e o tempo de produção de soja em cada município foram extraídas das séries históricas das Contas Regionais Brasil, das estimativas populacionais e da Pesquisa da Agricultura Municipal – PAM (SIDRA/IBGE, 2020). Os repasses federais decorrentes dos efeitos da lei Kandir foram extraídos da base de dados do Ministério da Economia (BRASIL, 2020).

A fim de aprofundar a análise, os municípios produtores (N= 163) foram agrupados em categorias relativas ao tempo de produção contínua de soja (<10 anos; ≥10 anos; ≥20 anos; ≥30 anos) e comparados aos municípios não produtores de soja (N=173). Dessa forma foi possível observar o impacto da produção de soja sobre o IG para distribuição de terras agrícolas e renda dos estabelecimentos agropecuários em nível regional, microrregional e municipal. A única capital (Palmas – TO) contida na delimitação territorial desse estudo foi excluída dos resultados das

análises, pois devido as suas características socioeconômicas, que se diferenciam excessivamente dos demais municípios, causando um desvio desproporcional e configurando um *outlier*.

As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio dos programas *Microsoft office Excel 365 versão 1708* e *PAST - Paleontological Statistics Software Package* (HAMMER, 2001). A estatística descritiva (media, desvio padrão e coeficiente de variação) foi empregada para comparar os municípios e estabelecimentos agropecuários produtores e não produtores de soja, bem como as diferentes categorias de municípios produtores, adotando-se um nível de significância de 95%.

Análises de séries temporais com ajustes (lineares, exponenciais, potenciais ou polinomiais) definidas conforme o comportamento das variáveis selecionadas no decorrer do período de 12 anos (2006 a 2017) foram empregadas para determinar as tendências das variações anuais da área de plantio da soja, bem como da variabilidade interanual da temperatura média e das precipitações acumuladas no período de safra que, em média, representa o espaço de tempo entre outubro de um ano e março do ano seguinte. O teste de Mann-Kendall (ZMK) foi utilizado para verificar a significância das tendências no período estudado.

A normalidade da distribuição das variáveis foi avaliada por meio dos testes de Shapiro-Wilk e Normal-Plot, a fim de selecionar o teste de hipótese adequado conforme os dados apresentem distribuição paramétrica ou não. Muitos dados apresentam distribuição não paramétrica, especialmente aqueles que apresentaram grande variabilidade, com desvio padrão maior que a metade do valor médio. contraindicando o uso de técnicas estatísticas destinadas a amostras normais. Assim, a associação entre as variáveis foi avaliada pelo Coeficiente de Correlação de Pearson (R), adicionado do coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e a significância das diferenças entre as médias das categorias de municípios produtivos e não produtivos, bem como as de tempo de produção de soja foram avaliadas pelo teste t independente de *student* e análise de variância - ANOVA, seguida de avaliação *post hoc* pelo teste de Tukey, caso os dados tivessem adesão a distribuição normal. Os dados não paramétricos foram comparados pelo método de Kruskal—Wallis seguido do teste *post hoc* de Dunn's.

#### 6.4 - Apresentação dos resultados

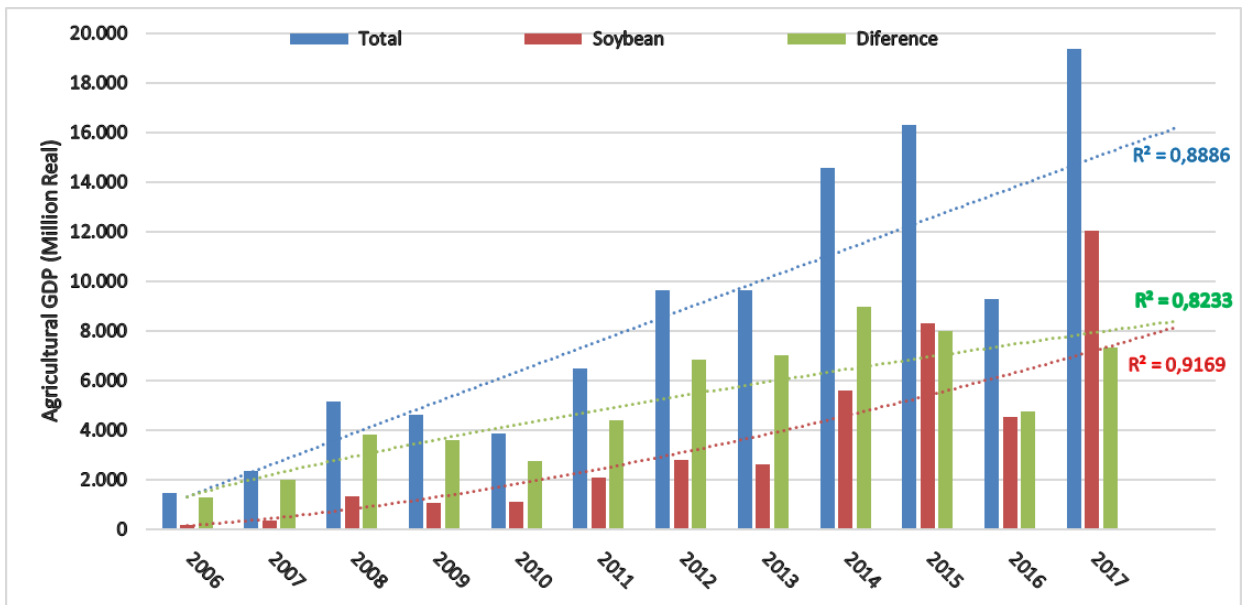
A partir de dados anuais sobre o PIB dos municípios, em valores correntes, foi possível verificar que esse indicador econômico cresceu de forma consistente na região estudada. Especificamente, o PIB do setor agropecuário variou de 17,04% a 25,48% e contribuiu, em média, com  $21,23 \pm 1,86\%$  do valor adicionado total período estudado. A variabilidade interanual, expressa pelo coeficiente de variação (CV) em diferentes nos recortes geográficos, revelou grandes e insistentes desigualdades entre as microrregiões e entre os municípios (Tabela 6.1) no que se refere ao PIB do setor agropecuário. Contudo, a tendência de elevação do GDP agropecuário foi consistente no decorrer do tempo, tanto para o mínimo quanto para o máximo.

**Tabela 6.1.** GDP máximo e mínimo do setor agropecuário em níveis microrregional e intermunicipal, em bilhões de reais, bem como seus coeficientes de variação (CV) anual.

Ano	PIB Mínimo intermunicipal	PIB Máximo intermunicipal	PIB Mínimo microrregional	PIB Máximo microrregional	CV PIB microrregional	CV PIB intermunicipal
2006	0,01	0,04	0,49	4,02	102,90	261,95
2007	0,01	0,04	0,57	4,87	102,62	254,00
2008	0,01	0,05	0,65	6,14	98,93	246,77
2009	0,01	0,06	0,72	6,11	93,04	243,38
2010	0,02	0,07	0,80	5,79	92,78	258,16
2011	0,02	0,08	0,92	7,73	95,96	249,89
2012	0,02	0,08	1,02	10,52	103,39	259,26
2013	0,03	0,10	1,16	9,96	97,76	260,01
2014	0,03	0,12	1,33	11,72	99,84	258,98
2015	0,04	0,13	1,51	13,33	103,46	261,43
2016	0,05	0,13	1,66	11,74	99,30	266,41
2017	0,06	0,12	1,85	13,68	99,44	254,13

**Fonte:** Autor a partir das Contas Regionais, PIB dos municípios, IBGE/SIDRA.

Na figura 6.2 é possível observar que há forte tendência de crescimento do PIB agropecuário ( $R^2 = 0,89$ ) na região e da soja ( $R^2 = 0,92$ ) na participação da composição desse indicador. A diferença entre o GDP agropecuário e o valor adicionado da soja, apresentou forte tendência ( $R^2 = 0,82$ ) de redução no decorrer do tempo. A significância das tendências de aumento de ambos os GDPs foram superiores a 99% ( $p \leq 0,01$ ) e a de redução da diferença entre as duas variáveis foi superior a 95% ( $p \leq 0,05$ ) pelo teste de Mann-Kendall.

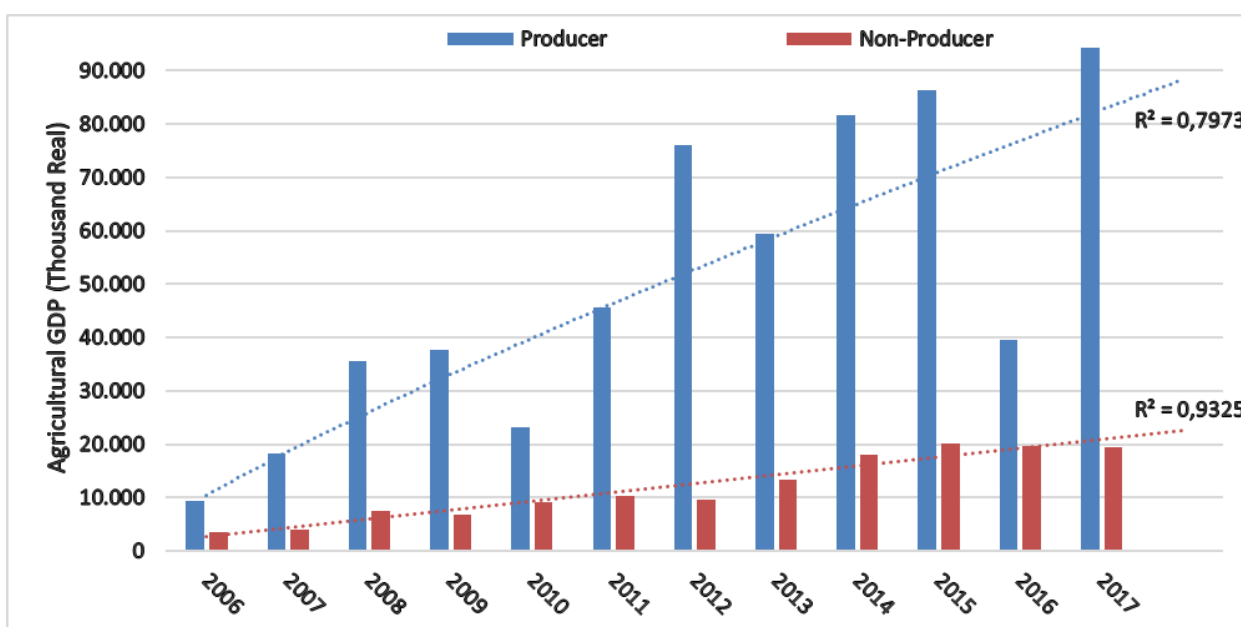


**Figura 6.2** – Valor adicionado bruto, a preços constantes do ano base de 2017, do setor agropecuário em geral e da produção de soja em particular (Milhões Reais), bem como, a diferença entre os dois e as tendências de cada indicador.

Na delimitação territorial desse estudo, os municípios produtores de soja apresentaram médias superiores aos não produtores no que diz respeito GDP agropecuário (Fig. 6.3). A taxa de crescimento do grupo de municípios produtores foi de 9,17 vezes entre 2006 a 2017, enquanto a dos não produtores foi de 4,61 vezes. Percebe-se, também, que nos municípios com produção de soja, as oscilações temporais do GDP agropecuário são maiores quando comparadas com os não produtores. Isso é confirmado pelo melhor ajuste ao modelo de regressão temporal linear ( $R^2 = 0,93$ ) dos municípios sem produção de soja, enquanto os municípios com produção tiveram melhor ajusta ao modelo potencial ( $R^2 = 0,80$ ). Verifica-se, também, que o GDP agropecuário dos municípios com produção sofreu importantes depressões em 2010 e 2016, enquanto os municípios sem produção de soja tiveram pequenas depressões em 2012 e 2017, coincidentemente, em anos de retomada do GDP (*record*) associado a produção de soja.

Em relação a renda dos estabelecimentos agropecuários, a tabela 6.2 demonstra que há diferenças significativas entre as médias dos municípios produtores e não produtores, tanto em 2006, quanto em 2017. Em ambos os casos, os municípios produtores têm médias de rendimentos superiores e significativas estatisticamente. O número e o total de rendimentos agropecuários dos municípios não produtores era maior em 2006. Já em 2017, o número de municípios produtores de soja aumentou 3,8 vezes, configurando 50% dos municípios da região. Nesse ano, o somatório da

renda dos estabelecimentos agropecuários desses municípios foi 6,6 vezes maior do que dos estabelecimentos de municípios não produtores. Contudo, a variabilidade e a desigualdade de renda dos estabelecimentos aumentaram nos municípios produtores e diminuíram nos não produtores. Verifica-se, também, que a desigualdade de renda dos estabelecimentos nos municípios produtores foi superior nos levantamentos de ambos os anos.



**Figura 6.3** – GDP médio do setor agropecuário, a preços constantes de 2017, dos municípios produtores e não produtores de soja, bem como, as tendências de cada grupo.

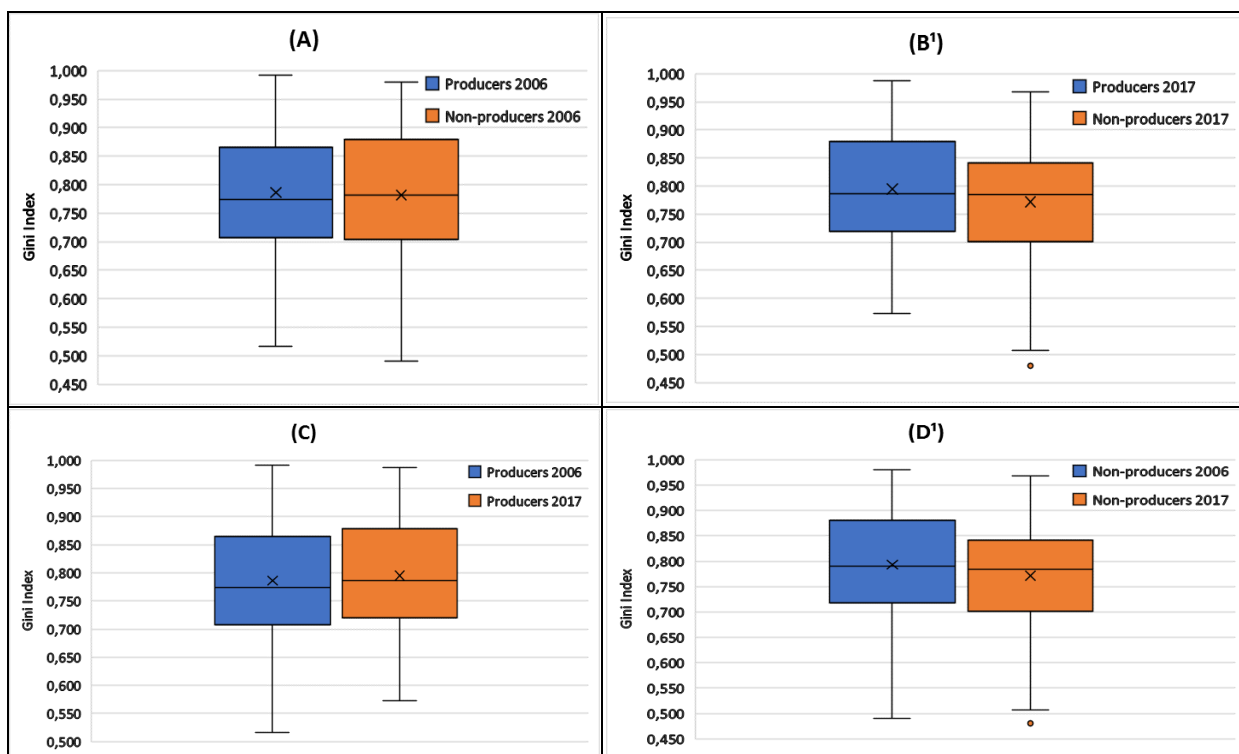
Em relação a questão fundiária, as comparações do IG entre os municípios produtores e não produtores de soja revelam que os primeiros não apresentavam diferenças significativas em 2006 (Fig. 6.4A), mas passaram a se diferenciar em 2017 (Fig. 6.4B), quando os municípios não produtores de soja apresentaram menor IG. Isso ocorreu porque os municípios produtores estabilizaram o seu IG entre 2006 e 2017 (Fig. 6.4C), enquanto os municípios não produtores reduziram significativamente o seu IG (Fig. 6.4D).

**Tabela 6.2** – Renda anual dos estabelecimentos agropecuários (mil reais) nos municípios produtores e não produtores de soja em 2006 e 2017.

	Renda s/ soja 2006	Renda c/ soja 2006	Renda s/ soja 2017	Renda c/ soja 2017
N <sup>1</sup>	231	44	168	168
Soma	1.612.048	1.293.360	3.099.640	20.543.461
Média <sup>2</sup>	6.948,48 <sup>a</sup>	29.394,55 <sup>b</sup>	18.450,24 <sup>c</sup>	121.558,94 <sup>d</sup>
CV	128,41	188,86	117,41	225,13
IG	0,56	0,69	0,55	0,71

<sup>1</sup>Número de municípios e <sup>2</sup>letras desiguais apresentam diferenças significativas ao nível de  $p \leq 0,05$  no teste post hoc de Dunn's. **Fonte:** autor a partir de dados dos censos agropecuários de 2006 e 2017 (IBGE, 2020).





**Figura 6.4** – Índice de Gini para distribuição de renda dos estabelecimentos agropecuários dos municípios produtores e não produtores de soja em 2006 e 2017, conforme o tempo de consolidação da cultura. <sup>1</sup>Diferença significativa ao nível de  $p < 0,01$ .

Com relação características econômicas relacionadas as categorias de tempo de consolidação da cultura de soja nos municípios em 2017 (Tabela 6.3), verifica-se que o GDP *per capita* médio dos municípios aumentou significativamente de acordo com a categoria de tempo de produção contínua dessa cultura, a partir dos dez anos de produção. Todavia, o indicador de desigualdade de renda dos estabelecimentos agropecuários também aumentou e apresentou diferenças significativas entre municípios produtores e não produtores até a categoria de 20 anos ou mais.

Percebe-se que, embora o número de estabelecimentos agropecuários dos municípios não produtores de soja tenham sido pouco mais de duas vezes maior, o total de terras produtivas ocupadas por eles representam pouco mais do que a metade das terras ocupadas nos municípios produtores de soja. Além disso, a área média ocupada pelos estabelecimentos cresceu conforme o tempo de consolidação das culturas de soja.

**Tabela 6.3** – Características econômicas dos municípios e terras ocupadas por estabelecimentos agropecuários conforme categorias de tempo de consolidação da cultura de soja, em 2017

Classes de tempo (anos)	≥ 30	≥ 20	≥ 10	< 10	NP <sup>a</sup>
N	21	25	63	59	168
IG renda*	0.76 <sup>a</sup>	0.75 <sup>a</sup>	0.69 <sup>b</sup>	0.64 <sup>c</sup>	0,55 <sup>d</sup>
GDP <i>per capita</i> (mil reais) *	34.821 <sup>a</sup>	23.883 <sup>b</sup>	14.511 <sup>c</sup>	10.793 <sup>d</sup>	8678 <sup>d</sup>
Nº de Estabelecimentos	18.426	18.897	39.105	35.636	256.969
Área agropecuária (ha)	5.253.494	4.437.045	5.935.670	4.702.264	11.187.190
Área média dos estabelecimentos	603	559	375	315	43

\* Letras desiguais apresentam diferenças significativas ao nível de  $p \leq 0,05$  no teste *post hock* de Tukey. <sup>1</sup>municípios não produtores de soja das áreas de recente de expansão agrícola no Cerrado. **Fonte:** autor, a partir de dados do IBGE.

A tabela 6.4 apresenta a análise dos valores recebidos pelos municípios produtores e não produtores de soja, a partir de repasses da lei Kandir. Percebe-se que, em média, não ocorreu aumentos estatisticamente significativos entre o recebido em 2006 e 2017 em ambos os grupos. Contudo, a média de recursos recebidos pelos municípios não produtores de soja foi inferior em ambos os anos. Houve redução significativa da variabilidade (CV) dos municípios produtores, porém, a mesma se apresentou maior em ambos os anos. Em 2017, a soma dos recursos recebidos pelo conjunto de municípios produtores de soja cresceu 71% em relação a 2006, enquanto a dos municípios não produtores decresceu 21%.

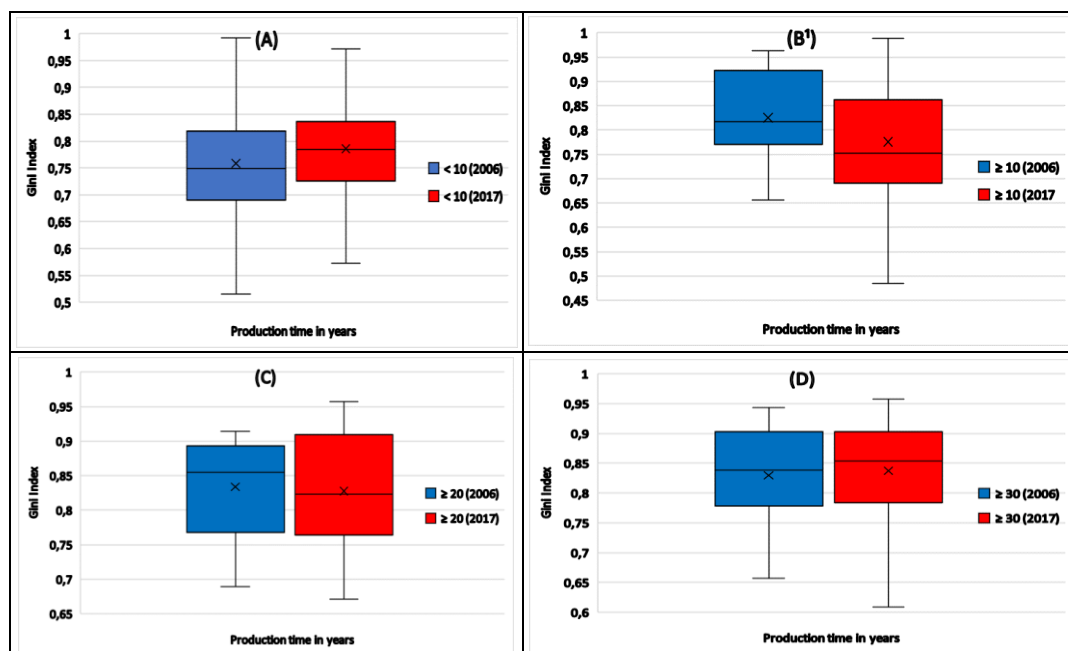
**Tabela 6.4** – Reparação de recursos financeiros para os municípios em razão da lei Kandir.

	Produtores 2006	Não produtores 2006	Produtores 2017	Não produtores 2017
N	44	231	168	168
Média (R\$) *	17.646,31 <sup>b</sup>	37.360,29 <sup>a</sup>	22.023,51 <sup>b</sup>	34.229,05 <sup>a</sup>
Mínimo (R\$)	329,28	316,07	346,53	351,85
Máximo (R\$)	227.846,3	3.373.204	283.283,6	2.170.355
CV (%)	248,31 <sup>b</sup>	679,74 <sup>c</sup>	242,99 <sup>b</sup>	608,84 <sup>a</sup>
Total (R\$)	1.623.460	9.601.593	2.774.963	7.633.079

\*Letras desiguais apresentam diferenças significativas ao nível de  $p \leq 0,05$  no teste *post hock* de Tukey.

**Fonte:** autor a partir de dados do Ministério da Economia

Quando confrontados os levantamentos de 2006 e de 2017 (Fig. 6.5), percebe-se que houve redução significativa da desigualdade de posse de terras produtivas apenas na categoria que contém municípios com 10 ou mais anos de produção dessa cultura. Além disso, observou-se maior variabilidade em 2017, exceto na categoria de menos de 10 anos.



**Figura 6.5** – Índice de Gini para distribuição de terras para agropecuária dos municípios produtores de soja em 2006 e 2017, conforme o tempo de consolidação da cultura. <sup>1</sup>Diferença significativa ao nível de  $p < 0,01$ .

## 6.5 - Discussão dos resultados

Atualmente, a demanda mundial por biocombustíveis e a expansão econômica da China são considerados os principais fatores de crescimento do mercado mundial de produtos agrícolas, especialmente das *commodities* (MORTAZAVI *et al.*, 2019; SIMIONESCU; BILAN, Y.; STREIMIKIENE, 2019; UNITED NATIONS, 2019a; UNITED NATIONS, 2019b). O fluxo internacional desses produtos mais que triplicou nas últimas décadas e atingiu US\$ 1,9 trilhão em 2018 (UNITED NATIONS, 2019b).

Nesse cenário, o estado brasileiro optou pela ênfase na política de incentivos a exportação de *commodities* agrícolas, principalmente da soja. Assim, o incremento das práticas de intensificação e expansão dessa cultura na fronteira agrícola do Cerrado das regiões Norte e Nordeste contribuíram para o crescimento econômico em escalas regional (Fig. 6.2), microrregional (Tabela 6.1) e municipal (Fig. 6.3). Contudo, não ocorreram reduções significativas nas desigualdades de renda (Fig. 6.4) e de posse da terra (Fig. 6.5).

Na década de 50, a relação entre crescimento econômico e distribuição da renda nos EUA, Grã-Bretanha e Alemanha se apresentava clara e incontestável. Nesse sentido, a desigualdade de renda foi reduzida significativamente, entre 1913 e 1948, em decorrência do crescimento

econômico desses países. Em toda economia capitalista, a desigualdade tendia a seguir uma curva em U-invertido, ou seja, ela aumentava quando um movimento de crescimento econômico iniciava, em seguida, diminuía ao longo do processo de industrialização e desenvolvimento, independentemente das políticas econômicas redistributivas. Esse fenômeno foi denominado curva de Kuznets (ARRAES; DINIZ; DINIZ, 2006; KUZNETS, 1995).

Na década de 1990, surgiram várias evidências empíricas que refutam as explicações de U-invertido sobre a relação entre o crescimento econômico e desigualdade (ARRAES; DINIZ; DINIZ, 2006; KUZNETS, 1995). Ainda assim, a curva de Kuznets é adotada como referência para justificar as externalidades socioeconômicas (Tabela 6.2) e ambientais (Tabela 6.5) das políticas de crescimento econômico (Tabela 6.4) implementadas pelos estados em desenvolvimento, especialmente, na América Latina.

Uma ampla revisão dos trabalhos de economistas políticos clássicos como Thomas Malthus, David Ricardo, Karl Marx e Simon Kuznets, concluiu que, tanto as visões apocalípticas de Malthus, Ricardo e Marx, quanto as moderadamente otimistas de Kuznets, podem estar equivocadas a respeito das crescentes desigualdades observadas nas economias capitalistas em desenvolvimento (PIKETTY, 2014). Dessa forma, o determinismo econômico deve ser evitado nas discussões e tomadas de decisão política a respeito de programas de redução das desigualdades socioeconômicas.

Inúmeras são as variáveis que interferem na distribuição de riquezas. Uma força fundamental da divergência é a relação entre a taxa de retorno ( $r$ ) do capital e o crescimento ( $g$ ). Se a taxa de retorno for maior que o crescimento ( $r > g$ ), a desigualdade tende a aumentar, pois os proprietários de capital tenderão a ficar mais ricos (Tabelas 6.2 e 6.3). Outra falha de sistema capitalista que afeta, basicamente, países em desenvolvimento, com economia fundamentalmente agrária é a apreciação de taxa de câmbio decorrente da exploração e a exportação dos recursos naturais. Essa falha, conhecida como Doença Holandesa, inviabiliza a atividade industrial, que é essencial para o desenvolvimento econômico, por proporcionar ganhos de produtividade nas diferentes atividades executadas dentro de uma economia (BRESSER-PEREIRA; MARCONI, 2010; MANKIWI, 1998).

No setor do agronegócio brasileiro, a lei de Kandir foi implementada para incentivar as exportações, por meio de desoneração de impostos para produtos nacionais primários e semielaborados destinados ao mercado mundial, e gerar superávit na balança comercial (LEITÃO; IRFFI; LINHARES, 2012), contudo, ela agravou a Doença Holandesa na medida em que

impulsionou o GDP dos municípios produtores de soja (Fig. 6.3) sem promover mudanças nos níveis de desigualdade dos mesmos (Fig. 6.4).

Os valores do GDP agropecuário da região alvo desse estudo são próximos aos observados em nível nacional (IBGE, 2020). Em termos absolutos, observa-se o aumento de, aproximadamente, R\$5,3 bilhões em 2006 para cerca de R\$19,3 bilhões em 2017. Já o valor adicionado da soja cresceu de R\$1,5 bilhões para R\$12 bilhões no mesmo período. Entretanto, as maiores oscilações do GDP agropecuário anual são observadas nos municípios produtores de soja e podem ser explicadas pela forte influência dos preços de exportação da soja, formado nas bolsas de Chicago, por exemplo (BRESSER-PEREIRA, 2009), processo que caracteriza a soja como *commodity*, e, portanto, a torna mais vulnerável a livre demanda do mercado internacional.

Os custos e benefícios sociais e econômicos da expansão dos cultivos de soja estão fortemente associados a redução dos indicadores de pobreza, como a renda média rural, mas também ao aumento da desigualdade na Amazônia brasileira. Nesse sentido, as características da sojicultura no Cerrado são similares às da Amazônia e incompatíveis com os princípios do desenvolvimento endógeno, pois impossibilita aos atores locais a participação no processo e usufruto das riquezas geradas (ARAÚJO, 2014; WEINHOLD, KILLICK E REIS, 2013).

Analisando-se a importância das exportações para o crescimento econômico cada unidade federativa do Brasil, constatou-se que os estados do Piauí e Tocantins, entre outros, tiveram representatividade elevada das exportações agropecuárias diante de suas exportações totais, mas baixo nível de renda *per capita* (TEIXEIRA *et al.*, 2018).

A renda *per capita* apresenta boa elasticidade em relação ao GDP *per capita*, especialmente em regiões onde a pobreza tem alta prevalência. No entanto, o GDP *per capita* aumentou significativamente conforme o maior tempo de consolidação da produção de soja (Tabela 6.3), mas o indicador de desigualdade (IG) também aumentou para a renda dos estabelecimentos agropecuários e para a posse de terras agrícolas (Fig. 6.5). A organização da Nações Unidas considera o IG é preditor de grave conflito pelo acesso ao recurso estudado quando supera o valor de 0,6 (LIBERATO; LORENZO, 2006; NEDER E SILVA, 2004). Ressalta-se que todas as medidas do IG nos municípios produtores ultrapassaram essa marca nessa delimitação territorial.

A baixa renda *per capita* de alguns estados do Norte e Nordeste podem ser resultado do modelo de negócio adotado pelos mesmos, que exportam pouco em relação ao restante do país e seus produtos são, essencialmente, commodities (TEIXEIRA *et al.*, 2018). Consideram-se as

exportações agropecuárias como uma das principais fontes de crescimento econômico (RAHIER; CARMO; STEGE, 2017), mas o desenvolvimento depende da agregação de valor aos produtos, resultado de processos agroindustriais. No entanto, na medida em que a Lei Kandir facilitou as exportações dos produtos primários, ela promoveu um acelerado processo de desindustrialização do setor agropecuário (IBGE, 2018; LEITÃO; IRFFI; LINHARES, 2012).

A desoneração das *commodities* em relação ao ICMS teve impactos substanciais sobre os municípios produtores de soja, pois os mesmos faziam jus a 25% dessa arrecadação (AFONSO; PORTO; NETO, 2018). Assim, o governo federal instituiu medidas compensatórias: aumentou o Fundo de Participação dos Municípios (FPM) e instituiu o Auxílio Financeiro de Fomento às Exportações. No entanto, os mecanismos de compensação utilizados pelo governo federal se revelaram insuficientes para equilibrar as perdas municipais na arrecadação do ICMS da produção de soja (OLIVEIRA JUNIOR *et al.*, 2018; LEITÃO; IRFFI; LINHARES, 2012). Assim, os municípios sofrem os impactos ambientais dessa produção (Tabela 6.5) sem ter a devida reparação econômica para investir em políticas públicas de saúde, educação e meio ambiente (Tabela 6.4).

Como pode ser observado na tabela 6.2, a desigualdade de renda dos estabelecimentos agropecuários localizados nos municípios com produção de soja foi maior tanto em 2006, quanto em 2017. Esse resultado segue a tendência sugerida por vários estudos (CARVALHO; LAURETO; PENA, 2015; CERQUEIRA, 2013; NEDER; ALMEIDA FILHO; MUNIZ, 2014; ZAMBRA; SOUSA; PEREIRA, 2015) que constataram que o crescimento da economia dos municípios cujo agronegócio se expandiu, basicamente pela produção de soja, foi acompanhado de acentuada processo de exclusão social e elevação do nível de desigualdade econômica.

Analisando-se as implicações sociais e econômicas das alterações no padrão de produção agrícola no Brasil, com base em dados dos censos agropecuários de 1970 a 2006, e verifica-se que a estrutura fundiária tende a se desconcentrar nos municípios onde há expansão de culturas alimentares como arroz, feijão e mandioca (NEDER, ALMEIDA FILHO E MUNIZ, 2014). Ao contrário, onde se instalam e se expandem as monoculturas como a soja, a concentração de terras agrícolas tende a estagnar ou a aumentar (Fig. 6.5). As desigualdades rurais e intermunicipais são reflexos da possibilidade de acesso aos pacotes tecnológicos e de incentivos fiscais para a exploração e uso da terra (ANJOS; CALDAS, 2014; GIARETTA *et al.*, 2019; GONZAGA *et al.*, 2019; PIGNATTI *et al.*, 2017), que quando associados as fragilidades das legislações ambientais, favorecem a acumulação de capital e a degradação ambiental (Tabela 6.3; Fig. 6.5).

## 6.6 – Conclusões

Apesar da grande extensão territorial ocupada por cultivos de soja, o seu modelo produtivo nas áreas de recente expansão agrícola do Cerrado não tem contribuído significativamente para a redução das desigualdades microrregionais e municipais. Pelo contrário, trata-se de um modelo que proporciona um estilo de crescimento econômico marcado pela concentração dos tímidos efeitos positivos sobre o desenvolvimento territorial, em poucos municípios e em poucos estabelecimentos agropecuários.

Enfim, a produção de soja nas áreas de recente expansão agrícola do Cerrado é uma realidade que impõe riscos ambientais substanciais e não gera redes de cooperação local que promovam a agroindústria e, conseqüentemente, a redução das desigualdades por meio da geração e distribuição de renda para os atores locais. Dessa forma, não permite que os mesmos possam usufruir dos ganhos econômicos gerados na região e usa o espaço de maneira destrutiva, caracterizando-se como um modelo de desenvolvimento altamente exógeno que, além de ameaçar as culturas, tradições e organização locais, tende à insustentabilidade ambiental, produtiva e socioeconômica.

## 6.7 - Referencias

- AFONSO, J. R. R.; PORTO, L. K.; NETO, C. C. As compensações financeiras da união aos estados e a ação direta de inconstitucionalidade por omissão nº 25. **Rev. do Prog. de Pós-Graduação em Direito da UFC**, v. 38, n.1, 2018. Disponível em: <<http://periodicos.ufc.br/nomos/article/view/20362>>. Acesso em: 22/01/2020.
- ALENTEJANO, P. R. R.; TAVARES, E. Os Grandes Projetos de Desenvolvimento (GDPs): uma análise crítica a partir da Geografia. **Terra Livre**, v. 1, n. 52, p. 190-233, 2019. Disponível em: <<https://www.agb.org.br/publicacoes/index.php/terralivre/article/view/1620/1478>>. Acesso em 11/01/2020.
- ANJOS, F. S. dos.; CALDAS, N. V. Da medida do rural ao rural sob medida: representações sociais em perspectiva. **História, Ciências, Saúde**, v.21, n.2, p.385-402, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0104-59702014000200002>
- ANJOS, F. S. dos.; CALDAS, N. V. O Rural Brasileiro: Velhas e Novas Questões em Debate. **Teoria e Pesquisa**, v. 17, n.1, p. 49-66, 2008. <https://doi.org/10.4322/tp.v17i1.135>
- ARAÚJO, R. C. Análise sobre a monocultura de soja e o desenvolvimento sustentável na Amazônia com base na teoria do desenvolvimento endógeno. **Revista Economia e Desenvolvimento**, v. 26, n. 1, p. 28–45, 2014.
- ARRAES, R. A.; DINIZ, M. B.; DINIZ, M. J. T. Curva ambiental de Kuznets e desenvolvimento econômico sustentável. **Rev. Econ. Sociol. Rural**, v. 44, n. 3, p. 525-547, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0103-20032006000300008>
- AYALA, L. M. et al. Impact of agricultural expansion on water footprint in the Amazon under climate change scenarios. **Science of Total Environment**, v.570, p. 1159–1173, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.191>
- BARBOSA FILHO, F.H. A crise econômica de 2014/2017. **Estudos Avançados**, v. 31, n. 89, p. 51-60, 2017. <https://dx.doi.org/10.1590/s0103-40142017.31890006>
- BELLEMARE, M. F.; NOVAK, L. Contract Farming and Food Security. **American J. Agric. Econ.**, v. 99, p. 357-378, 2017. <https://doi.org/10.1093/ajae/aaw053>
- BELLÙ, L. G.; LIBERATI, P. **Inequality Analysis: The Gini Index**. EASYPol Module 040. Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO, 2006. Disponível Em:< [Www.Fao.Org/Tc/Easypol](http://www.fao.org/Tc/Easypol)>. Acesso Em: 12/12/2019.
- BORGES, T. K. de S. et al. Comparação de Métodos no Cálculo da Temperatura Média Diária do Ar em Bom Jesus da Lapa, Bahia. In: **Anais do II Inovagri International Meeting**, Fortaleza, 2014. <http://dx.doi.org/10.12702/ii.inovagri.2014-a632>
- BRASIL. TESEOURO NACIONAL. MINISTÉRIO DA ECONOMIA. **Sistema Web para consultas de dados sobre transferências constitucionais**. 2020. Disponível em: <http://sisweb.tesouro.gov.br/apex/f?p=2600:1>
- BRASIL - CÂMARA DOS DEPUTADOS. **Projeto de Lei Complementar 95**, de 13 de maio de 1996. Projeto de Lei da futura Lei 87/1996, 10p.



BRESSER-PEREIRA, L. C.; MARCONI, N. **Existe doença holandesa no Brasil?** In: BRESSER-PEREIRA, L. C. (Org.). *Doença holandesa e indústria*. Rio de Janeiro: FGV, 2010, p. 207-230.

BRESSER-PEREIRA, L. C. **Developing Brazil: Overcoming the Failure of the Washington Consensus**. Boulder: Lynne Rienner Publishers, 2009.

CAO, Q. et al. Impacts of land use and land cover change on regional climate: a case study in the agro-pastoral transitional zone of China. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 2, 2015. <https://doi.org/10.1088%2F1748-9326%2F10%2F12%2F124025>

CARDOSO, F. H; FALETTO, E. **Dependência e Desenvolvimento na América Latina: Ensaio de Interpretação Sociológica**. 8º ed. Rio de Janeiro: Civilização brasileira, 2004.

CARVALHO, A. X. Y.; LAURETO, C. R.; PENA, M. G. Crescimento da produtividade agrícola nas microrregiões brasileiras. **Texto para Discussão**, n. 2099. Rio de Janeiro: IPEA, 2015. Disponível em: <[http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com\\_content&view=article&id=25708](http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=25708)>. Acesso em: 19/11/2019.

CASTRO, R. A. de. Resistências camponesas maranhenses às estratégias de dominação e territorialização empresariais. **Revista NERA**, v. 22, n. 47, p. 272-295, 2019. Disponível em: <<http://revista.fct.unesp.br/index.php/nera/article/view/6272/4805>>. Acesso em: 19/11/2019.

CERQUEIRA, E. S. Mudanças decorrentes da expansão da monocultura da soja no estado do Tocantins: diagnóstico socioeconômico dos municípios de Campos Lindos e Lagoa da Confusão. **Perspectiva geográfica**, v. 8, n. 9, p. 1-22, 2013.

CHAMBERLAIN, W; ANSEEUW, W. Inclusive businesses in agriculture: Defining the concept and its complex and evolving partnership structures in the field. **Land Use Policy**, v. 83, p. 308-322, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.02.008>

COSTA, H. L.; ROSSETTO, O. C. A concentração fundiária no estado de Mato Grosso. **Revista de Geografia Agrária**, n. 14, abril de 2019. <https://doi.org/10.14393/RCT143204>

DEFRIES, R. et al. Export-oriented deforestation in Mato Grosso: harbinger or exception for other tropical forests? **Phil. Trans. R. Soc. B.**, v. 368, n. 1619, p. 1-8, 2013. <http://doi.org/10.1098/rstb.2012.0173>

DUIĆ, N; URBANIEC, K; HUISINGH, D. Components and structures of the pillars of sustainability. **Journal of Cleaner Production**, v. 88, n. 1, p. 1-12, 2015.

FAO. **CROPWAT 8.0 model**. 2010. Disponível em: <[www.fao.org/nr/water/infores\\_databases\\_cropwat.html](http://www.fao.org/nr/water/infores_databases_cropwat.html)>. Acesso em: 29/05/2016.

FAVARETO, A. et al. Há mais pobreza e desigualdade do que bem estar e riqueza nos municípios do MATOPIBA. **Revista NERA**, v. 22, n. 47, p. 348-381, 2019. Disponível em: <<http://revista.fct.unesp.br/index.php/nera/article/view/6275>>. Acesso em: 19/11/2019.

FUKUDA-PARR, S; BHUMIKA MUCHHALA, B. The Southern origins of sustainable development goals: Ideas, actors, aspirations. **World Development**, n.126, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2019.104706>.

GAZZONI, D. L. **A sustentabilidade da soja no contexto do agronegócio brasileiro e mundial**. Londrina: Embrapa Soja, 2013.

GIARETTA, J. et al. Avanço da atividade agropecuária sobre as áreas de vegetação natural na capital nacional do agronegócio. **Ambiente & Sociedade**, v. 22, e01392, dezembro de 2019. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc0139r2vu1914ao>

GONZAGA, J. F; VILPOUX, O. F; PEREIRA, M. W. G. Factors influencing technological practices in the Brazilian agrarian reform. **Land Use Policy**, v. 80, p. 150-162, 2019.

HAMMER, Ø. et al. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4:p. 1–9, 2001. Available at: [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm) (accessed 23 May 2010).

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Sistema Integrado de Recuperação Automática de dados - SIDRA**, 2020. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/home/lspa/brasil>. Acesso em: 12/02/2020.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo agropecuário 2017**. Centro de Disseminação de Informações: IBGE, 2018. Disponível em: <https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/>>. Acesso em: 12/07/2018.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo agropecuário 2006**. Centro de Disseminação de Informações: IBGE, 2007. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2006/segunda-apuracao>>. Acesso em: 12/07/2018.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Brasil em números**. Centro de Disseminação de Informações: IBGE, 2019. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/biblioteca-catalogo?id=72&view=detalhes>>. Acesso em: 19/09/2017.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br>>. Acesso em: 12/03/2019.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Projeto TerraClass: Cerrado**, 2013. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/tcCerrado/>>. Acesso em: 12/03/2017.

KANIANSKA, R. **Agriculture and Its Impact on Land-Use, Environment, and Ecosystem Services**. In: ALMUSAED, A. Landscape ecology - the influences of land use and anthropogenic impacts of landscape creation. IntechOpen, 2016. Disponível em: <https://www.intechopen.com/books/landscape-ecology-the-influences-of-land-use-and-anthropogenic-impacts-of-landscape-creation/agriculture-and-its-impact-on-land-use-environment-and-ecosystem-services>. Acesso em: 14/12/2019.

KATES, R. W.; PARRIS, T. M.; LEISEROWITZ, A. A. What Is Sustainable Development? Goals, Indicators, Values, And Practice. **Environment: Science and Policy for Sustainable Development**, v. 47, n. 3, p. 8–21, 2005. <https://doi.org/10.1080/00139157.2005.10524444>

KELLY, S; VERGARA, N; BAMMANN, H. **Inclusive business models**: Guidelines for improving linkages between producerVgroups and buyers of agricultural produce. FAO: Roma, 2015. Disponível em:<<http://www.fao.org/3/a-i5068e.pdf>>. Acesso em: 25/01/2020.

- KUZNETS, S. Economic Growth and Income Inequality. **American Economic Review**, v.45, p.1-28. 1995. Disponível em: < <https://www.jstor.org/stable/1811581>>. Acesso em: 13/10/2019.
- LAHSEN, M. et al. Undervaluing and Overexploiting the Brazilian Cerrado at Our Peril. Environment: **Science and Policy for Sustainable Development**, v. 58, n. 6, p. 4-15, 2016. <https://doi.org/10.1080/00139157.2016.1229537>
- LATHUILLIÈRE, M. J. et al. A review of green- and blue-water resources and their trade-offs for future agricultural production in the Amazon Basin: What could irrigated agriculture mean for Amazonia? **Hydrol. Earth Syst.Sci.**, v. 20, p. 2179-2194, 2016. <https://dx.doi.org/10.5194/hess-20-2179-2016>
- LEITÃO, A.; IRFFI, G.; LINHARES, F. Avaliação dos efeitos da lei Kandir sobre a arrecadação de ICMS no estado do Ceará. **Planejamento e políticas públicas**, n. 39, p. 33-56, 2012. Disponível em: <<http://www.ipea.gov.br/ppp/index.php/PPP/article/view/314>>.
- LÉLÉ, H. M. Sustainable development: A critical review. **World Development**, v.19, n. 6, p. 607-621, 1991. [https://doi.org/10.1016/0305-750X\(91\)90197-P](https://doi.org/10.1016/0305-750X(91)90197-P)
- LIMA, D. A. e. **Terra, trabalho e acumulação: o avanço da soja na região MATOPIBA**. Tese (doutorado), Instituto de Geociências, Unicamp: Campinas, 2019.
- LOPES, A. S.; GUIMARÃES G. L. R. A Career Perspective on Soil Management in the Cerrado Region of Brazil. **Advances in Agronomy**, v. 137, p. 1-72, 2016.
- MAGALHÃES, L. A.; MIRANDA, E. E. A. **MATOPIBA: Quadro Natural**. Embrapa, Nota Técnica n. 5, Campinas, 2014.
- MANKIW, N. G. **Macroeconomia**. 3ª ed. Rio de Janeiro: LTC, 1998.
- MATRICARDI, E. A. T. et al. Modelagem do desmatamento na região do MATOPIBA. **Nativa**, v. 6, n. 2, p. 198-206, 2018. <http://dx.doi.org/10.31413/nativa.v6i2.5092>
- MIRANDA, E. E. et al. **Proposta de delimitação territorial do MATOPIBA**. Nota técnica 1. Campinas: Embrapa, 2014. Disponível em: <[https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT1\\_DelimitacaoMATOPIBA.pdf](https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT1_DelimitacaoMATOPIBA.pdf)>. Acesso em: 21/08/2016.
- MONTOYA, M. A. et al. Uma nota sobre consumo energético, emissões, renda e emprego na cadeia de soja no Brasil. *Rev. Bras. Econ.*, v. 73, n. 3, p. 345-369, Sept. 2019. disponível em: <https://doi.org/10.5935/0034-7140.20190016>.
- MORTAZAVI, S. M. et al. Analysis of robustness of the Chinese economy and energy supply/demand fluctuations. **International Journal of Low-Carbon Technologies**, v. 14, n. 2, p. 147–159, 2019. <https://doi.org/10.1093/ijlct/cty051>
- NEDER, H. D.; ALMEIDA FILHO, N. A.; MUNIZ, R.S. **As implicações sociais e econômicas das alterações no padrão de produção agrícola no Brasil: Produção de biocombustíveis, agricultura familiar, Desenvolvimento rural e segurança alimentar**. In: BRANCOLINA, S. S.; FERREIRA, F. A. **Aspectos multidimensionais da agricultura brasileira: diferentes visões do Censo Agropecuário 2006**. Brasília: Ipea, 2014.

OLIVEIRA JUNIOR, E. F. de. et al. Exportação de soja no estado de Mato Grosso do Sul: características da comercialização. **Rev. Agro. Amb.**, v. 11, n. 1, p. 71-97, 2018. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2018v11n1p71-97>

OERTEL, C. et al. Greenhouse gas emissions from soils - a review. **Geochemistry**, v. 76, n. 3, p. 327-352, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2016.04.002>

OLIVEIRA IVO, I. et al. Influência do desmatamento no índice de área foliar e temperatura da superfície no Cerrado mato-grossense. **Nativa**, v.6, n. 4, p. 364-369, 2018.

PIGNATTI, W.A. et al. Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a Vigilância em Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, v.22, n.10, p. 3281-3293, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-812320172210.17742017>

PIKETTY, T. **O Capital no século XXI**. Rio de Janeiro: Intrínseca, 2014.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nat. Ecol. Evol.** v. 1, n. 99, p. 1-3, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>

SACHS, I. Barricadas de ontem, campos de futuro. **Estudos avançados**, São Paulo, v.68, n. 24, p. 25-38, 2010.

SANTOS, J. F. S.; NAVAL, L. P. Spatial and temporal dynamics of water footprint for soybean production in areas of recent agricultural expansion of the Brazilian savannah (Cerrado). **Journal of Cleaner Production**, v. 251, p. 119482, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119482>

SAUER, S. Soy expansion into the agricultural frontiers of the Brazilian Amazon: The agribusiness economy and its social and environmental conflicts. **Land Use Policy**, v. 79, p. 326-338, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.08.030>

SAYAGO, S.; OVANDO, G.; BOCCO, M. Landsat images and crop model for evaluating water stress of rainfed soybean. **Remote Sensing of Environment**, v. 198, p. 30-39, 2017.

SILVÉRIO, D.V. et al. Agricultural expansion dominates climate changes in southeastern Amazonia: the overlooked non-GHG forcing. **Environmental Research Letters**, v.10, n.10, p.104015, 2015. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/10/104015>

SIMIONESCU, M.; BILAN, Y.; STREIMIKIENE, D. The Impact of Biodiesel Consumption by Transport on Economic Growth in the European Union. **Inzinerine Ekonomika-Engineering Economics**, v. 30, n. 1, p. 50-58, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.5755/j01.ee.30.1.21831>>. Acesso em: 13/10/2018.

SPERA, S. A. et al. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. **Glob Change Biol.**, v. 22, p. 3405-3413, 2016. <https://doi.org/10.1111/gcb.13298>

TEIXEIRA, F. O. et al. Crescimento econômico dos estados brasileiros através da sofisticação de suas exportações Agropecuárias (2002-2014), **Revista de Desenvolvimento Econômico**, v. 1, n. 39, p. 374 – 400, 2018. <http://dx.doi.org/10.21452/rde.v1i39.5419>

UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs. **Trade Statistics**. The International Trade Statistics Yearbook: Volume I – Trade by Country, 2019a. Disponível em: <<https://doi.org/10.18356/e9aba95b-en>>. Acesso em: ago. 2019.

UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs. The Conference on Trade and Development. **The state of commodity dependence** (UNCTAD/DITC/COM/2019), 2019b. Disponível em: <<https://unctad.org/en/pages/PublicationWebflyer.aspx?publicationid=2439>>. Acesso em: ago. 2019.

ZAMBRA, E. M.; SOUZA, P. A. R.; PEREIRA, R. S. Os impactos da produção de soja e a dinâmica do desenvolvimento em Sorriso-MT. **Pretexto**, v. 16, n. 3, p. 92-105, 2015.

ZORTEA, R. B.; MACIEL, V. G.; PASSUELLO, A. Sustainability assessment of soybean production in Southern Brazil: A life cycle approach. **Sustainable Production and Consumption**, v. 13, n.102, p 34-49, 2018.

WEINHOLD, D.; KILLICK, E.; REIS, E. J. Soybeans, Poverty and Inequality in the Brazilian Amazon. **World Development**, v. 52, p. 132-143, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2012.11.016>.

WESZ JUNIOR, V. J. **O mercado da soja e as relações de troca entre produtores rurais e empresas no Sudeste de Mato Grosso (Brasil)**. Tese (Doutorado em Ciências Sociais) – Instituto de Ciências Humanas e Sociais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

## 7 – PEGADA HÍDRICA DA PRODUÇÃO DE SOJA EM CENÁRIOS FUTUROS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS, NOS ESTADOS E MICRORREGIÕES DA FRONTEIRA AGRÍCOLA DO CERRADO DO NORTE E NORDESTE.

### 7.1 - Resumo

As áreas de recente expansão agrícola do Cerrado brasileiro têm se consolidado, nas últimas décadas, como um dos principais fatores de mudanças no uso da terra no país. A produção de soja é o principal motor dessa expansão e envolve a utilização de grandes quantidades de água e agrotóxicos, cujos impactos são perigosos para o meio ambiente e podem ser intensificados pelas mudanças climáticas futuras. Assim, o objetivo desse estudo foi estimar a Pegada Hídrica da produção de soja nessas áreas diante de dois cenários futuros de mudanças climáticas e avaliar a sua sustentabilidade ambiental. Para isso, os cenários climáticos futuros RCP 4.5 e 8.5 foram inseridos nos modelos climáticos HadGEM2-ES e o MIROC5, rodados nos simuladores Marksip-GCM 3.2 e Aquacrop 5.0 e ajustados as tendências de utilização de áreas de cultivo e utilização de fósforo para as safras de 2049/2050 e 2079/2080, comparadas com a de 2015/2016. Os resultados revelaram elevações nos valores da Pegada Hídrica-WF e da produtividade. Embora as elevações da WF não tenham alcançado as diferenças mínimas significativas estatisticamente, seu componente cinza apresentou aumentos significativos e seu impacto na demanda hídrica foi relevante devido ao aumento de áreas cultivadas. A sustentabilidade da produção de soja será excedida no cenário RCP 8.5, pois não haverá precipitação suficiente para atender a necessidade de irrigação para a futura área ocupada por esse cultivo.

Palavras-Chave: Recursos Hídricos; Agricultura; Mudanças Climáticas; Cerrado

### 7.2 - Introdução

Atender as demandas crescentes e conflitantes a respeito dos múltiplos usos da limitada disponibilidade de água doce no planeta está entre uma das maiores preocupações das agendas políticas mundiais. Fatores que incluem o crescimento populacional, o aumento da produção de riquezas, a transição de fontes de energia não renováveis para fontes renováveis e as mudanças climáticas antropogênicas são fatores que impulsionam essas preocupações (HOGEBOM; KNOOK; HOEKSTRA, 2018).

O Brasil é quinto país mais populoso do mundo e o que possui a maior reserva mundial de água doce. Embora detenha cerca de 12% das reservas mundiais de água doce e um dos maiores excedentes hídricos *per capita*, a distribuição regional desses recursos não é homogênea (USCENSUS, 2018; FAMIGLIETTI, 2014; REBOUÇAS, 2006). Por exemplo, a bacia do Amazonas responde por 73% do total da vazão média do país, embora abrigue apenas 5% de toda população nacional, enquanto o somatório das vazões das bacias banham as áreas de recente expansão agrícola do Cerrado, notadamente a do Tocantins, do Parnaíba, do São Francisco e da

Costeira Nordeste Ocidental, corresponde a apenas 24% e abriga 18% da população brasileira (IBGE, 2017; REBOUÇAS, 2006).

Essa abundância de recursos hídricos favoreceu o crescimento da agricultura comercial no Brasil, que nas últimas décadas, esteve significativamente apoiado nas novas regiões produtoras do Cerrado, que englobam o estado do Tocantins, o sul e o nordeste do Maranhão, o sul do Piauí e o oeste da Bahia (LAHSEN et al., 2016; MIRANDA; MAGALHÃES; CARVALHO, 2014). Os dados das pesquisas agrícola (IBGE, 2017a) e da pecuária municipal (IBGE, 2017b) revelam que, atualmente, essa nova fronteira agrícola é responsável por aproximadamente 10% da produção nacional e que o crescimento da área cultivada foi superior a 12% entre os anos de 1989 e 2016. Ressalta-se que esse crescimento não foi homogêneo entre os estados que compõem essa nova fronteira agrícola. O Tocantins, por exemplo, obteve um crescimento médio de 145% em sua área cultivada e destinada a pastagens, enquanto o Maranhão apresentou um decréscimo de 17% nessas variáveis para esse mesmo período (IBGE, 2017a).

No âmbito da produção agropecuária dessa região do Brasil, destaca-se a produção de grãos, especialmente da soja [*Glycine max (L.) Merrill*] que respondeu por aproximadamente 58%, 44%, 43% e 22% do valor total da produção agrícola dos estados do Tocantins, Maranhão, Piauí e Bahia, respectivamente, em 2016 (IBGE, 2017a). Nesse sentido, essa oleaginosa tornou-se o principal *commoditie* exportado por esses estados, configurando como o principal motor do desenvolvimento econômico da região (CONAB, 2017). Esse sucesso do cultivo de soja na região se deve, em grande parte, a alta demanda do produto e a estabilidade do preço da saca no mercado internacional, o que motiva a abertura de novas áreas, mesmo em condições climáticas desfavoráveis (BLYDE; FAGGIONI, 2018; LAHSEN et al., 2016; FERREIRA; FREITAS; MOREIRA, 2015).

Informações do Censo Agropecuário 2017 (IBGE, 2018b) indicam que nas áreas de recente expansão agrícola do Cerrado, as pastagens degradadas vêm sendo substituídas por lavouras de grãos ao mesmo tempo em que novas áreas para plantação de pastagens e soja se expandem em direção ao Domínio amazônico. Dados do INPE (2017) revelam que o desmatamento acumulado até 2015 no Tocantins e Maranhão ultrapassou a marca de 142 mil quilômetros quadrados, sendo que nesse último, o desmatamento bruto até primeiro de agosto de 2017 chegou a 266 quilômetros quadrados. Concomitante a isso, Buainain Garcia e Viera Filho (2017) alertam que o processo de desertificação em curso na região já atingiu cerca de 9,5 milhões de hectares.

O cultivo de soja no Cerrado exige processos de mudança de cobertura e composição química dos solos. Assim, o avanço do cultivo só é possível por meio da remoção da mata nativa, queimada dos resíduos do desmatamento, redução da acidez do solo por meio de aplicação de calcário e gesso agrícola, além da fertilização intensiva com potássio, fósforo e nitrogênio. Além disso, a produção agrícola é muito dependente de fatores naturais como precipitação, umidade do solo, evaporação, absorção e transpiração de água pelos cultivares (CURADO et al., 2014; NUNES et al., 2011).

No Cerrado, o ciclo das águas e as temperaturas são fortemente influenciados pelas características da vegetação, pois a maioria das árvores e arbustos desse Domínio apresenta raízes profundas para explorar água do subsolo na estação seca e reabastecer os reservatórios subterrâneos na estação chuvosa. Além disso, a dispersão vertical e horizontal das raízes promove um maior tempo de residência da umidade e controle da temperatura do solo na estação seca. Dessa forma, o equilíbrio desse sistema de reabastecimento e controle de temperatura pode estar ameaçado pela substituição da vegetação nativa por cultivos de soja (IMAFLOA, 2018; STRASSBURG et al., 2017; LAHSEN et al., 2016; AYALA et al., 2016; CURADO et al., 2014).

A disponibilidade de água no futuro pode ser estimada por modelos que projetam cenários integradores de informações demográficas, econômicas, climáticas e de usos e cobertura dos solos (MACH et al., 2016). De acordo com Cenários futuros podem ser definidos como um conjunto de características plausíveis a longo prazo, que são úteis no apoio à tomada de decisões sob ambientes de profunda incerteza. Apesar a crescente aceitação da importância dos cenários nos campos da pesquisas científica, seu potencial ainda não foi adequadamente aproveitado para aumentar o conhecimento sobre os riscos induzidos pelas mudanças climáticas globais. Nesse sentido, a elaboração de cenários pode reduzir o abismo de entendimento entre cientistas, gestores de recursos hídricos e tomadores de decisão nas esferas pública e privada (KANTENBACHER et al., 2018; THISEN et al., 2017).

Os estudos baseados em cenários demonstram consistentemente que as mudanças demográficas, econômicas e climáticas podem resultar em diminuição da recarga de água subterrânea (MACH et al., 2016) e disponibilidade de água superficial (SCHEWE *et al.*, 2014), agravamento da escassez sazonal de água nas principais bacias hidrográficas do planeta (HOEKSTRA et al., 2016) e aumento da necessidade de irrigação na agricultura devido elevação das temperaturas e das irregularidades temporais e espaciais das chuvas (LENG et al., 2015; ORLOWSKY et al., 2014). Nesse contexto, os resultados de estudos de cenários futuros de mudanças climáticas devem



deixar claro o espectro de incertezas dessas projeções. As incertezas são subestimadas quando uma decisão política é urgente ou superenfaticada quando tal decisão necessita ser adiada (THISSEN et al., 2017)

No sentido de auxiliar a tomada de decisões no campo da gestão de recursos hídricos, a Pegada Hídrica apresenta-se como uma importante ferramenta (HOEKSTRA et al., 2016). Trata-se de um indicador do uso da água, cujo método possibilita quantificar e mapear o impacto do consumo humano sobre os recursos hídricos em todas as fases da cadeia produtiva, além de avaliar a sustentabilidade dos modelos de produção (PORKKA et al., 2016). Considerando que a agricultura é simultaneamente fonte significativa de alterações climáticas e uma das atividades mais vulneráveis aos seus impactos (O'NEILL et al., 2017; ARBUCKLE et al., 2013), este estudo teve como objetivo estimar a Pegada Hídrica da produção de soja nas áreas de recente expansão agrícola do Cerrado diante de dois cenários futuros de mudanças climáticas e avaliar a sua sustentabilidade ambiental.

## **7.3 - Material e métodos**

### **7.3.1 - Delimitação territorial do estudo**

A delimitação territorial desse estudo abrangeu 336 municípios distribuídos em 31 microrregiões (Quadro 7.1) localizadas nos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia. A área total dessa delimitação corresponde a 73.173.485 hectares (Fig. 7.1), onde há registro de aproximadamente 324 mil estabelecimentos agrícolas (IBGE, 2020).

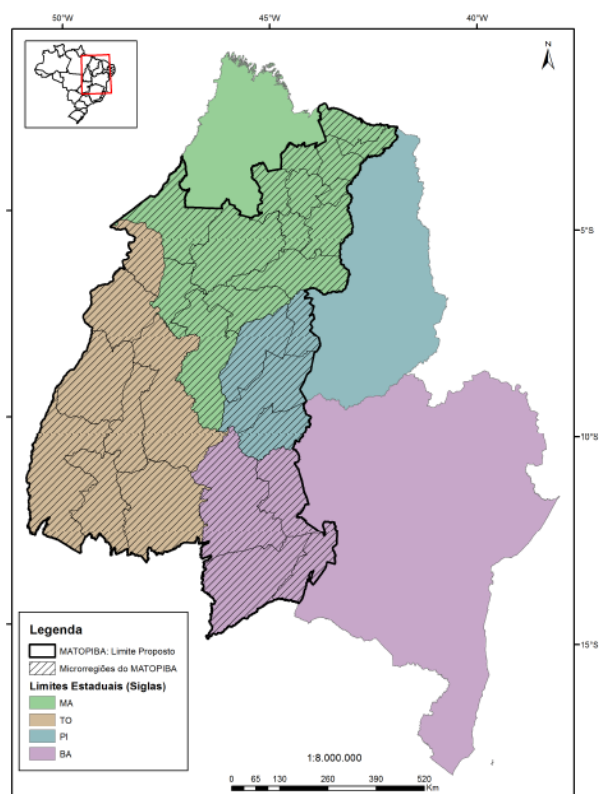


Figura 7.1 – Mapa da área de estudo e suas subdivisões. Fonte: Miranda et al. (2014)

Quadro 7.1: Microrregiões contidas na delimitação territorial do estudo.

<b>Nome da Microrregião</b>	<b>Nº</b>	<b>Nome da Microrregião</b>	<b>Nº</b>
Alto Mearim e Grajaú – MA	01	Cotegipe - BA	17
Alto Médio Gurguéia – PI	02	Dianópolis - TO	18
Alto Parnaíba Piauiense - PI	03	Gerais de Balsas - MA	19
Araguaína – TO	04	Gurupi - TO	20
Baixo Parnaíba Maranhense - MA	05	Imperatriz - MA	21
Barreiras – BA	06	Itapecuru Mirim - MA	22
Bertolândia – PI	07	Jalapão - TO	23
Bico do Papagaio – TO	08	Lençóis Maranhenses - MA	24
Bom Jesus da Lapa – BA	09	Médio Mearim - MA	25
Caxias – MA	10	Miracema do Tocantins - TO	26
Chapadas das Mangabeiras - MA	11	Porto Franco - MA	27
Chapadas do Alto Itapecuru - MA	12	Porto Nacional - TO	28
Chapadas do Extremo Sul - PI	13	Presidente Dutra - MA	29
Chapadinha – MA	14	Rio Formoso - TO	30
Codó – MA	15	Sta Maria da Vitória - BA	31
Coelho Neto – MA	16		

Fonte: IBGE (2019)

### 7.3.2 - Dados climáticos e cenários de mudança climática

Os dados climáticos diários foram gerados no simulador meteorológico estocástico MarkSim-GCM (JONES; THORNTON, 2013). Os dados climáticos de base utilizados por esse gerador têm como referência o clima do período entre 1961 e 1990. Empregou-se o *downscaling* temporal e espacial, com uma resolução de aproximadamente 50 km, gerando-se os dados de precipitação, radiação solar e temperaturas máximas e mínimas em escalas temporais diárias.

Para as variáveis de temperatura máxima e mínima (°C), o GCM empregado foi o HadGEM2-ES (*Hadley Centre Global Environmental Model 2 - Earth System*), com dados de resolução 1.2414°x1.875° (JONES et al., 2011), pois obteve melhor eficiência no processo de validação para o conjunto de microrregiões que compõem a delimitação territorial selecionada (SANTOS et al., 2019). A precipitação pluviométrica (mm) diária foi gerada pelo modelo MIROC5 (*Model for Interdisciplinary Research on Climate 5*), produzido pelo Centro de Pesquisa do Sistema Climático da Universidade de Tóquio, com dados de resolução de 1.4063°x1.4063° (WATANABE et al., 2010), uma vez que o mesmo obteve melhor eficiência para estimar essa variável no conjunto das microrregiões.

Para a construção de cenários das mudanças climáticas futuras foram adotados os Caminhos Representativos de Concentrações (RCPs) de gases de efeito estufa (GEE) que indicam forçantes radiativas de interesse para os estudos do IPCC até 2100 (IPCC, 2014). Os cenários futuros utilizados nesse estudo foram os RCPs 8.5 e 4.5. O cenário RCP 8.5, cuja concentração de equivalentes CO<sub>2</sub> ultrapassa 1.370 ppm e a forçante radiativa é superior a 8,5 W/m<sup>2</sup>, representa o mais pessimista - CP. Já o RCP 4.5 em que o forçamento radiativo ficará em torno de 4,5 W/m<sup>2</sup> e a concentração de equivalentes de CO<sub>2</sub> atingirá aproximadamente 650 ppm antes de 2100 para depois declinar, configura o cenário de estabilidade dos padrões atuais de emissões de GEE, ou seja, representa um cenário otimista – CO dada a situação atual dos debates, acordos e ações da política internacional de combate as mudanças climáticas (ESTEVO, 2019; KASSIE et al., 2015; RIAHI; RAO; KREY, 2011; THOMSON; CALVIN; SMITH, 2011).

O padrão climático futuro para este estudo foi projetado em escalas temporais de médio (2049 e 2050) e longo prazo (2079 e 2080), de acordo com os meses específicos que compõem a safra de soja, conforme uma aproximação do calendário agrícola atual da cultura, ou seja, entre

outubro de um ano e março do outro ano. Esses períodos foram selecionados para refletir a natureza estocástica do clima para cada cenário particular de mudança climática.

### 7.3.3 - Simulação da produtividade da Soja

As simulações de médio e longo prazo do ciclo da cultura da soja, isto é, safras futuras e número de dias decorridos do plantio a colheita, bem como o rendimento médio, foram realizadas usando o Aquacrop (FAO, 2010). Foram simulados resultados de uma cultura a partir de cinco componentes principais em relação a disponibilidade hídrica: fenologia/desenvolvimento, cobertura do dossel, profundidade de enraizamento, produção de biomassa e rendimento.

Para calibração e validação do modelo foram adotados os dados de simulação de produtividade da cultura da soja para o cenário atual (2016) e de mudanças climáticas a médio (2045/2046; 2055/2056) e longo prazo (2075/2076; 2064/2095), alimentado por dados de dois modelos climáticos (HadGEM2-ES e MIROC5) e considerando as RCP 4.5 e 8.5 nessas áreas (SILVA, 2018)

A semeadura da cultura foi programada para representar a média do calendário agrícola usual dos quatro estados que contem a região de estudo, ou seja, para coincidir com o início da chuva na janela de semeadura que, normalmente, ocorre entre 10 de outubro e 20 de dezembro. Dessa forma, as simulações de médio e longo prazo do ciclo da safra de soja e seus rendimentos foram realizadas por 34 e 64 anos, respectivamente, a partir da safra de 2016. Os dados meteorológicos foram gerados para os cenários climáticos otimistas e pessimistas, ou seja, para o clima resultante dos caminhos representativos de concentrações de GEE de 4.5 W/m<sup>2</sup> e 8.5 W/m<sup>2</sup>.

### 7.3.4 - Estimativas da Pegada Hídrica

O método empregado contemplou três fases: (1) definição do escopo; (2) cálculo da Pegada Hídrica do produto e (3) Avaliação da sustentabilidade da Pegada Hídrica. O escopo do estudo foi a produção do grão de soja, ou seja, os custos hídricos necessários ao cultivo da soja diante das especificidades do Domínio em estudo, do plantio até a colheita. O cálculo da Pegada Hídrica - WF da produção de soja foi realizado segundo o método descrito por Mekonnen e Hoekstra (2011), em que se analisam três categorias representadas pelas cores verde, azul e cinza:

1) WF verde - refere-se ao volume de água da chuva consumido durante o processo de produção vegetal e pode ser estimada pelo somatório da evapotranspiração total de água da chuva nos campos de cultivo e a água incorporada nos produtos (CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2011). A fórmula do cálculo é a seguinte:

$$\text{GrWF (m}^3\text{/t)} = \text{AIP} + 10 \sum_{d=1}^{dpc} \left( \frac{\text{ETc}}{\text{Rend}} \right) \quad (1)$$

Onde: dpc = duração do período de crescimento do cultivar (dias); d = dia do plantio; ETc = evapotranspiração da cultura; Rend = rendimento e AIP = água incorporada ao produto no dia da colheita.

A evapotranspiração para os cenários futuros foi obtida por meio do método Hargreaves parametrizado para as condições de escassez hídrica da região (LIMA JUNIOR et al., 2016; HARGREAVES; SAMANI, 1985).

2) WF azul - mede a quantidade de água disponível em reservatórios subterrâneos e superficiais que, em determinado período, é consumida para irrigar as plantações e pode ser estimada pelo somatório da evapotranspiração da água de irrigação, da água de irrigação incorporada nos produtos e da que retorna ao seu reservatório original (GARCÍA MORILLO et al., 2015). A fórmula do cálculo é a seguinte:

$$\text{BWF (m}^3\text{/t)} = \text{AIP} + [10 \sum_{d=1}^{dpc} \left( \frac{\text{ETc} - \text{Pref}}{\text{Rend}} \right) - \text{VRP}] \quad (2)$$

Onde: Pref = precipitação efetiva; VRP = vazão de retorno.

3) WF cinza - expressa a poluição das águas em termos de volume necessário para diluir os efluentes a ponto de torná-los inofensivos à saúde da biota (LENG et al., 2015). Nesse estudo, o fósforo foi usado como parâmetro para estimar o componente cinza da WF da soja devido a sua ampla utilização nas áreas desse estudo e por ser um insumo mais estável em termos licença junto aos órgãos ambientais no que se refere a sua utilização. A fórmula do cálculo é a seguinte:

$$\text{GWF (m}^3\text{/ton)} = \frac{\frac{\text{(FL)(TAQ)}}{\text{(Cmax-Cnat)}}}{\text{Rend}} \quad (3)$$

Onde: FL = fração de lixiviação; TAQ = taxa de aplicação de químicos por hectare; Cmax = concentração máxima admitida; Cnat = concentração natural do poluente.

A avaliação da sustentabilidade ambiental da WF da produção nas áreas de recente expansão agrícola do Cerrado foi realizada a partir do risco de estresse hídrico, calculado por meio das tendências de uso da água em cenários de mudanças climáticas até 2080, tendo como base de comparação à média da Pegada Hídrica dos últimos 20 anos na região.

### 7.3.5 - Coleta e análise dos dados

Os dados de temperatura, umidade, vento, precipitação e insolação foram extraídos do banco de dados das estações meteorológicas do INMET (2017). Já as características dos solos, área plantada e rendimento médio da produção atual e passada foram extraídas dos bancos de dados do IBGE (2017) e os dados sobre consumo de fertilizantes foram extraídos do relatório anual do IBAMA (2017). Esses dados alimentaram *software Aquacrop 5.0* para estimar a evapotranspiração e o suprimento de água requerido pela produção (FAO, 2010).

Análises de séries temporais com ajustes polinomiais, exponenciais, logarítmicos e potenciais, definidos conforme o comportamento dessas variáveis no decorrer de 20 anos, foram empregadas para determinar as tendências futuras de aumento ou redução das áreas de plantio da soja e utilização de agrotóxicos. O teste de Mann-Kendall (ZMK) foi utilizado para verificar a significância estatística das tendências analisadas.

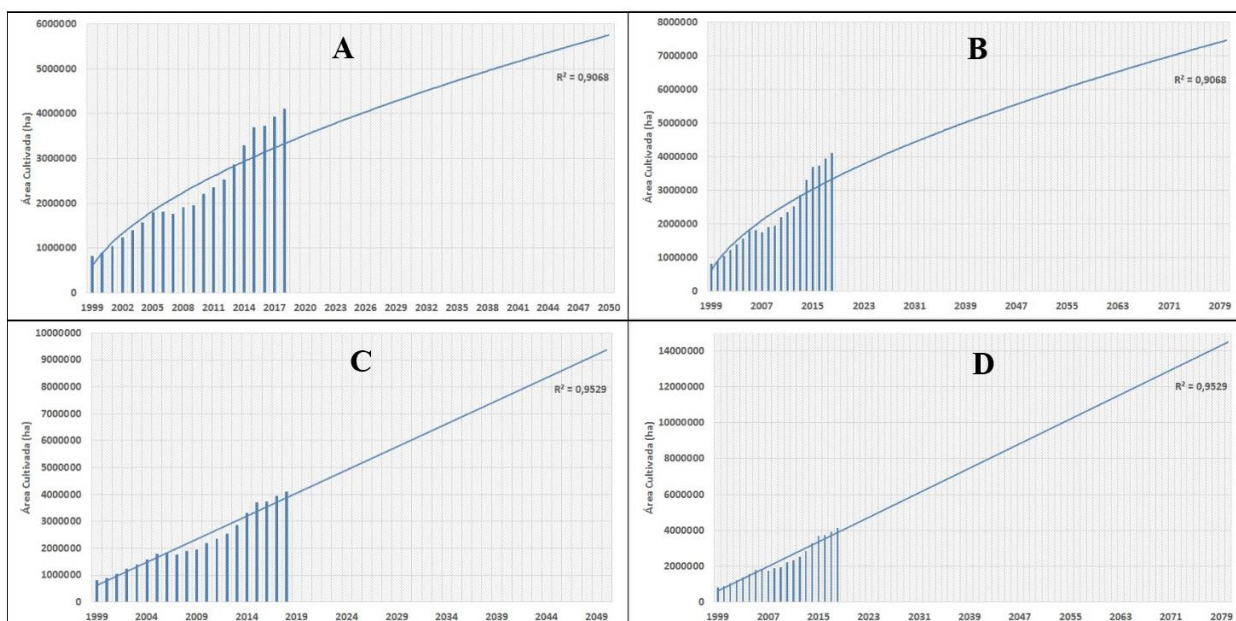
A análise de variância seguida de avaliação *post hoc* pelo teste Tukey foi empregada para verificar a ocorrência de diferenças significativas entre as médias das Pegadas Hídricas relacionadas a cada unidade estudada, que contém as áreas de recente expansão agrícola do Cerrado brasileiros. A normalidade da distribuição das variáveis área colhida, rendimento e utilização de fertilizante, bem como dos resíduos da regressão dessas, foram avaliadas por meio dos testes de *Shapiro-Wilk* e *Normal-Plot*, respectivamente. Eles revelaram que todas as três apresentam, no mínimo, 95% de probabilidade de terem distribuição normal. Todas as análises foram realizadas por meio da utilização dos programas *Microsoft office Excel 365 versões 1708* e *PAST - Paleontological Statistics Software Package*.

## 7.4 - Resultados

O aumento das áreas destinadas a monocultura de grãos pode representar um risco ao ciclo hídrico nos Domínios do Cerrado (STRASSBURG *et al.*, 2017; LAHSEN *et al.*, 2016). Logo, qualquer análise de cenários futuros referente à pegada hídrica de um cultivo deve iniciar com a observação das tendências de expansão ou retração dessas áreas. Dessa forma, a partir do período de 20 anos, compreendido entre 1999 e 2018, adotado como referência, ajustes logarítmicos e lineares foram realizados nas linhas de tendência estatisticamente significativas ( $MK > 1,96$ ) para projetar a expansão dessas áreas no Cerrado, diante de diferentes cenários, para os próximos 32 e 62 anos (Fig. 7.2). Esses modelos explicaram aproximadamente 90% e 95% ( $R^2 = 0,91$  e  $0,95$ ), respectivamente, da variabilidade entre os dados observados e os estimados para o período de referência.

O modelo ajustado ao CO estimou que a área destinada ao cultivo da soja atingirá 5,8 milhões de hectares nos próximos 32 anos, até 2050, e cerca de 7,5 milhões de hectares até 2080. Já no CP, essa área atingirá 9,4 e 14,5 milhões de hectares para as mesmas escalas temporais. Tais estimativas sugerem que, se mantidas as tendências atuais de expansão das áreas destinadas as monoculturas, num prazo de 64 anos, cerca de 32,9% de todas as terras agricultáveis dessa região, que é considerada a última fronteira agrícola do país, serão ocupadas pelo cultivo da soja.

O  $P_2O_5$  é o elemento mais utilizado para estimar o componente cinza da pegada hídrica devido a facilidade de obtenção de dados sobre sua aplicação nos cultivos. Além disso, sua utilização é estável no tempo. Diferentemente, os agrotóxicos são mais difíceis de prospectar dados dada a variedade, complexidade e instabilidade temporal de aplicação dos ingredientes ativos (FANTKE *et al.*, 2018; FRANKE; BOYACIOGLU; HOEKSTRA, 2013).

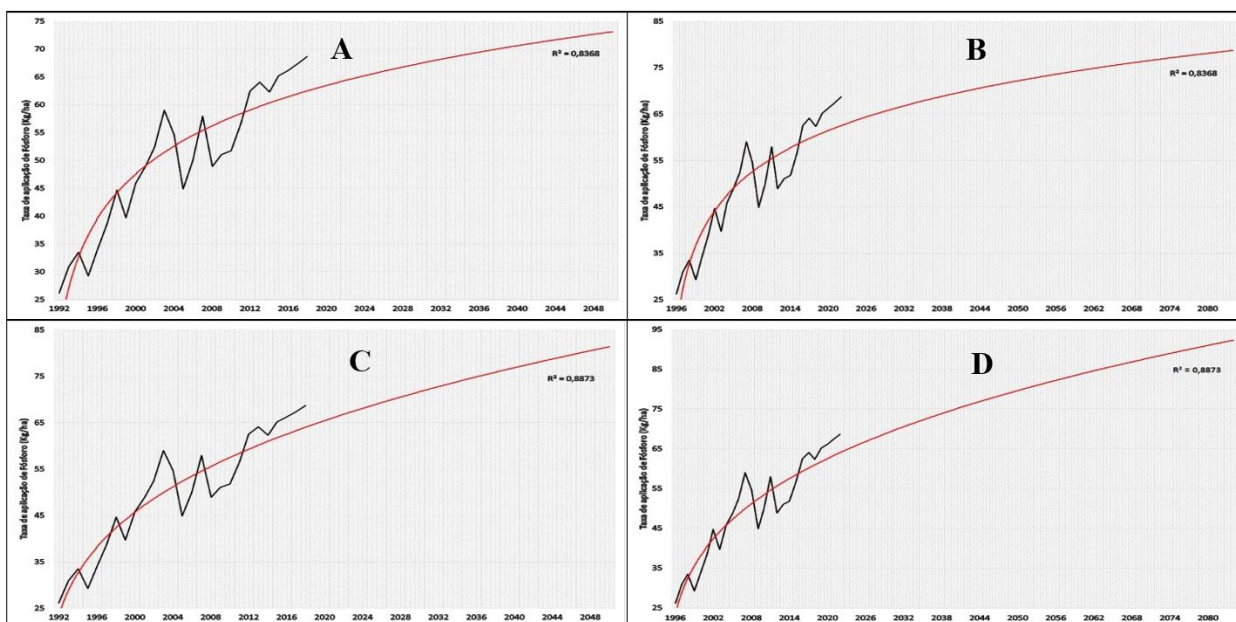


**Figura 7.2** – Tendências de aumento das áreas destinadas a plantação de soja em cenários otimistas (A e B) e pessimistas (C e D), para as projeções de 32 (A e C) e 62 anos (B e D) nas áreas de recente expansão agrícola do Cerrado brasileiro.

Os COs (Fig. 7.3A e Fig. 7.3B) e CPs (Fig. 7.3C e Fig. 7.3D) em relação a utilização de  $P_2O_5$  nas áreas de recente expansão agrícola do Cerrado foram submetidos a ajustes logarítmicos e potenciais para representar os cenários RCP 4.5 e 8.5, respectivamente, de forma que esses modelos explicaram aproximadamente 84% e 89% ( $R^2 = 0,8368$  e  $0,8873$  respectivamente) da variabilidade entre o observado e o estimado para o período de 1999 a 2018, sendo o  $MK > 1,96$  ( $\alpha \leq 0,05$ ). Assim, verificou-se que num cenário otimista a aplicação média de  $P_2O_5$  por hectare, na área estudada, pode chegar a 73 kg e 78 kg nos próximos 34 e 64 anos, respectivamente. Já no cenário pessimista, a aplicação média desse formulado pode chegar a 81 kg e 93 kg nos mesmos períodos, ou seja, para as safras de 2050 e 2080.

O componente cinza da RWF é o que apresenta maior variação entre os estudos, pois apresenta diferentes caminhos para sua estimativa e seus resultados dependem do tipo de poluente de interesse. O presente estudo utilizou o fósforo como poluente de interesse, uma vez que o mesmo é mais prevalente do que o nitrogênio na correção de fertilidade dos solos do Cerrado para o cultivo de soja. Isso ocorre porque a soja cultivada na região é geralmente inoculada com bactérias que promovem absorção e retenção do nitrogênio atmosférico, o que reduz substancialmente a necessidade de adubação nitrogenada.

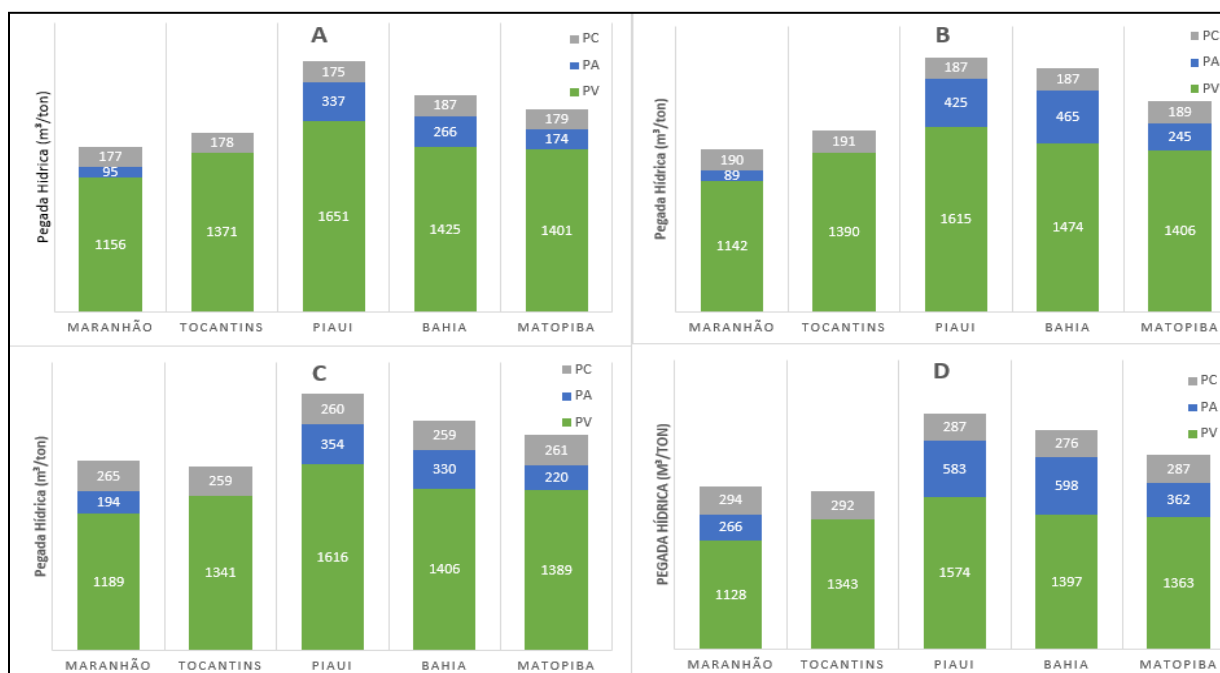




**Figura 7.3** – Tendências da dosagem de aplicação de  $P_2O_5$  em cenários otimistas (A e B) e pessimistas (C e D), para as projeções de 32 (A e C) e 62 anos (B e D) nas áreas de recente expansão agrícola do Cerrado brasileiro.

A estimativa dos componentes verde, azul e cinza da Pegada Hídrica da soja, considerando o fósforo como principal poluente, nas áreas de recente expansão agrícola do Cerrado diante dos COs (Fig. 7.4A e Fig. 7.4B) projetados para as safras de 2049/2050 e 2079/2080, respectivamente, assim como dos CPs para as respectivas safras são apresentados nas figuras 7.4C e 7.4D. Ressalta-se que essas estimativas incluem apenas a água virtual, ou seja, não consideram a água incorporada ao produto. Por isso, o somatório de seus componentes resulta em um valor diferente daquele apresentado pela pegada hídrica total. Além disso, o componente azul representa a necessidade média de irrigação no futuro, uma vez que, segundo dados recentes do IBGE (2019), as áreas utilizadas para o cultivo de soja irrigada na região não ultrapassam 2% da área total destinada a essa cultura.

As pegadas Cinza e Azul foram responsáveis por aproximadamente 8% e 5% da RWF média da região num CO de médio prazo (Fig. 7.4A) e por cerca de 11% e 14% da RWF média da região num CP de longo prazo (Fig. 7.4D), respectivamente. No entanto, o comportamento dos dois componentes apresenta-se muito desigual em relação a variação de suas médias. Assim, verificou-se que o componente cinza da RWF tende a crescer em todos os cenários futuros, sendo que suas diferenças estatisticamente significativas a um nível de probabilidade menor que 5% em todas as comparações realizadas por meio da análise de variâncias e do teste *post hoc* de Tukey (Tabela 7.1).



**Figura 7.4** – Componentes da Pegada Hídrica da produção de soja em Cenários otimistas (A e B) e pessimistas (C e D), para as projeções de 34 (A e C) e 64 anos (B e D) nas áreas de recente expansão agrícola do Cerrado brasileiro.

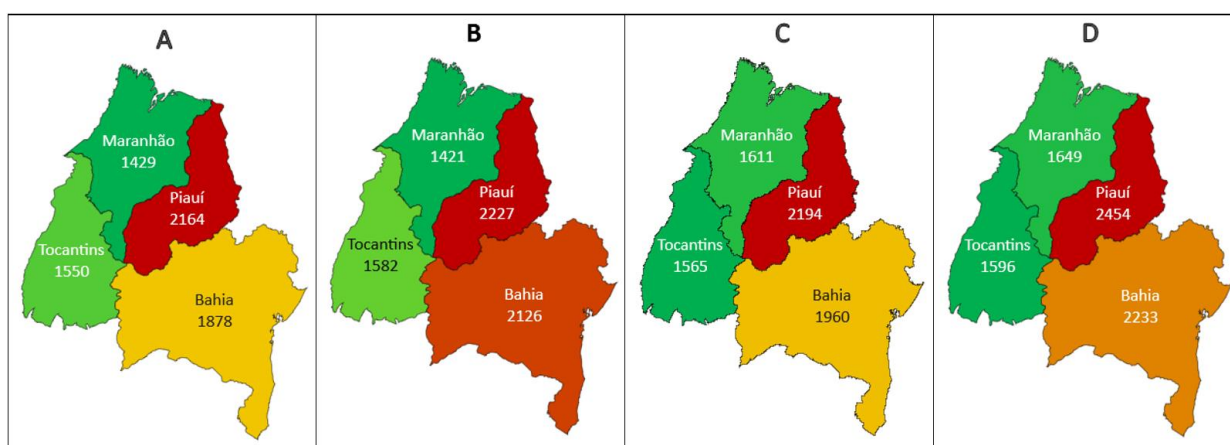
Tabela 7.1. Análise de Variância e Teste de Tukey da Pegada Hídrica Relativa (RWF) e seus componentes verde (GRWF), azul (BWF) e cinza (GWF) da produção de soja, em m³/t, nas safras de 2049/2050 e 2079/2080, em cenários otimistas (4.5) e pessimistas (8.5).

ANOVA	GRWF	BWF	GWF	RWF				
Média geral (m³/t)	1 388,62	250,07	229,07	1 811,47				
Desvio-padrão	190,98	116,06	5,05	159,60				
DMS*(m³/t)	400,96	183,61	10,61	367,81				
CV (%)	13,75	86,40	2,21	8,81				
Safras 99-18	1 408,81	a	162,67	a	1 579,63	a		
Safra 49-50 4.5	1 400,87	a	174,47	a	179,34	b	1 755,25	ab
Safra 79-80 4.5	1 405,04	a	244,56	a	188,83	b	1 839,51	ab
Safra 49-50 8.5	1 388,94	a	219,54	a	260,76	c	1 832,72	ab
Safra 79-80 8.5	1 362,63	a	361,70	b	287,34	d	1 983,63	b

\*Diferença Mínima Significativa ( $p \leq 0,05$ ) segundo teste de Tukey, onde letras distintas nas colunas indicam diferenças estatisticamente significativas entre as médias dos safras.

Já as médias do componente azul, embora pareçam aumentar conforme as diferentes safras e cenários, apresentaram diferenças significativas apenas no CP de longo prazo. O componente verde que representa entre 48% e 64% da RWF, conforme a localidade, safra e cenário futuro, permaneceu estável. Assim, ele foi o que mais influenciou nas variabilidade temporal e espacial da pegada hídrica na região de estudo. Com isso, a RWF atual (1999-2018) apresentou diferenças estatisticamente significativas somente no CP de longo prazo.

O cartograma resumido das médias da RWF (Fig. 7.5) nos estados que contém as áreas de Cerrado com recente expansão da cultura de soja revela os valores estimados para os COs (RCP 4.5) para as safras 2049-2050 e 2079-2080, bem como dos CPs (RCP 8.5) para as respectivas safras. Percebe-se que a menor RWF é estimada para o estado do Maranhão (1421 m<sup>3</sup>/t) no CO de longo prazo, enquanto a maior é prevista para o estado do Piauí (2404 m<sup>3</sup>/t) no CP de longo prazo. O Tocantins foi o estado com menor variabilidade entre os diferentes cenários, com uma amplitude de apenas 46 m<sup>3</sup>/t. Por outro lado, o estado da Bahia apresentou a maior previsão de amplitude da RWF entre os cenários, com até 355 m<sup>3</sup>/t, cujo valor é similar a evapotranspiração média de uma safra de soja não irrigada.



**Figura 7.5** – RWF (m<sup>3</sup>/t) da produção de soja em cenários otimista (A e B) e pessimista (C e D) para as safras de 2049-2050 (A e C) e 2079-2080 (B e D) de acordo o Estado que contém áreas de expansão agrícola no Cerrado.

Os valores médios das projeções no contexto dos cenários futuros tendem a variar pouco na escala regional, conforme a safra e o tipo de cenário quando comparados a média de 1999-2018 (Tabela 7.1). Toda via, as diferenças entre os estados são evidentes e vão de 1421 m<sup>3</sup>/t no Maranhão (Fig. 7.5A) a 2454 m<sup>3</sup>/t no Piauí (Fig. 7.5D). Embora a elevação do valor médio da RWF, no decorrer das safras, tenha sido constatada apenas CP de longo prazo (Tabela 7.1), o aumento previsto para a área destinada ao plantio da soja acaba por elevar a necessidade hídrica total e, conseqüentemente, a AWF (Tabela 7.2).

A pesar de o rendimento futuro apresentar tendência de elevação (Tabela 7.2) devido a maior disponibilidade de CO<sub>2</sub> para o metabolismo vegetal, a sustentabilidade da produção pode ser colocada em risco, uma vez que o cultivo de soja nessas áreas é hegemonicamente sequeiro, ou seja, basicamente dependente da GRWF. Nesse contexto, verificou-se que a depender do estado, do mês, da safra e do nível da forçante radioativa haverá déficit hídrico - DH relacionado a GRWF

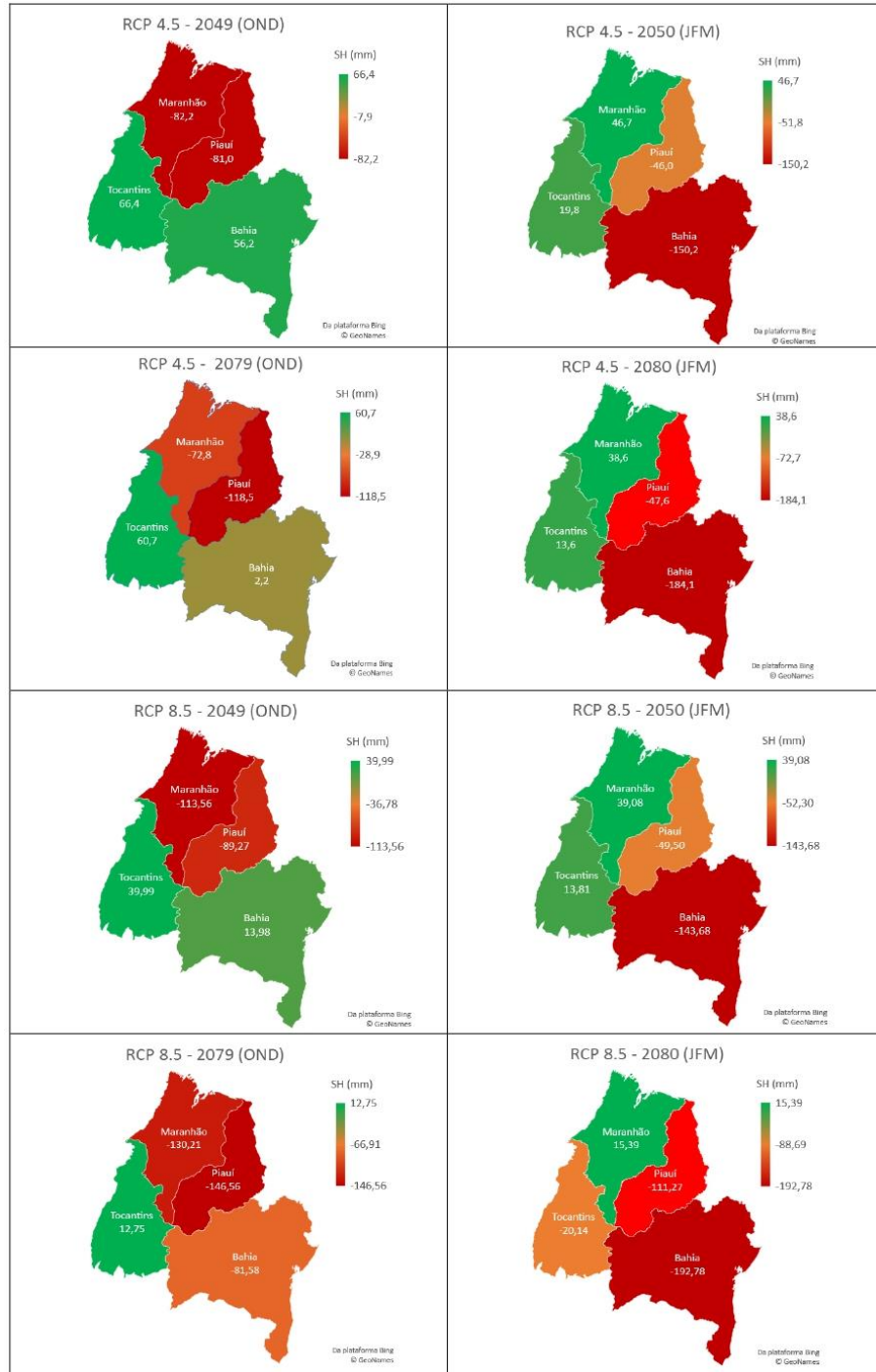
em alguns estados que contem áreas de recente expansão agrícola no Cerrado do Norte e Nordeste (Fig. 7.6).

**Tabela 7.2** – Estimativa da Demanda Hídrica média, considerando os aumentos previstos de área plantada e no rendimento do cultivo de soja conforme as safras de 2049/2050 e 2079/2080, em cenários otimistas (4.5) e pessimistas (8.5).

Simulações	Área Plantada (ha)	Rendimento (kg/ha) *	AWF (Km <sup>3</sup> ) *
Safra 2017-2018	4 127 774	2543,28 <sup>a</sup>	09,59 <sup>a</sup>
Safra 2049-2050; RCP 4.5	5 800 000	3686,25 <sup>b</sup>	12,96 <sup>b</sup>
Safra 2079-2080; RCP 4.5	7 500 000	3877,50 <sup>b</sup>	17,59 <sup>c</sup>
Safra 2049-2050; RCP 8.5	9 400 000	3903,75 <sup>b</sup>	22,33 <sup>d</sup>
Safra 2079-2080; RCP 8.5	14 500 000	4415,43 <sup>c</sup>	37,46 <sup>c</sup>

Obs.: letras distintas na vertical indicam diferença estatisticamente significativa ( $p \leq 0,05$ ) entre as médias.

A figura 7.6 é composta por uma sequência de cartogramas que representam o balanço hídrico - SH trimestral das unidades federativas que contém as áreas de interesse do presente estudo, considerando os cenários otimista e pessimista. Previu-se DH para os estados do nordeste em todos os cenários futuros, em pelo menos um dos dois trimestres produtivos. O extremo oeste da Bahia e o sul do Piauí apresentaram om maiores riscos de DH, elevando a necessidade de irrigação a cada safra em ambos os cenários, uma vez que atingiram valores relativos acima de um terço da necessidade hídrica da cultura. Por outro lado, o estado do Tocantins apresentou superávit hídrico nos CO e teve pequeno DH apenas no primeiro trimestre de 2080, diante do cenário pessimista. Já o Maranhão apresentou DH em todas as simulações referentes ao trimestre OND, atingindo valores que superaram um quarto da necessidade hídrica mensal da cultura de soja no estado.

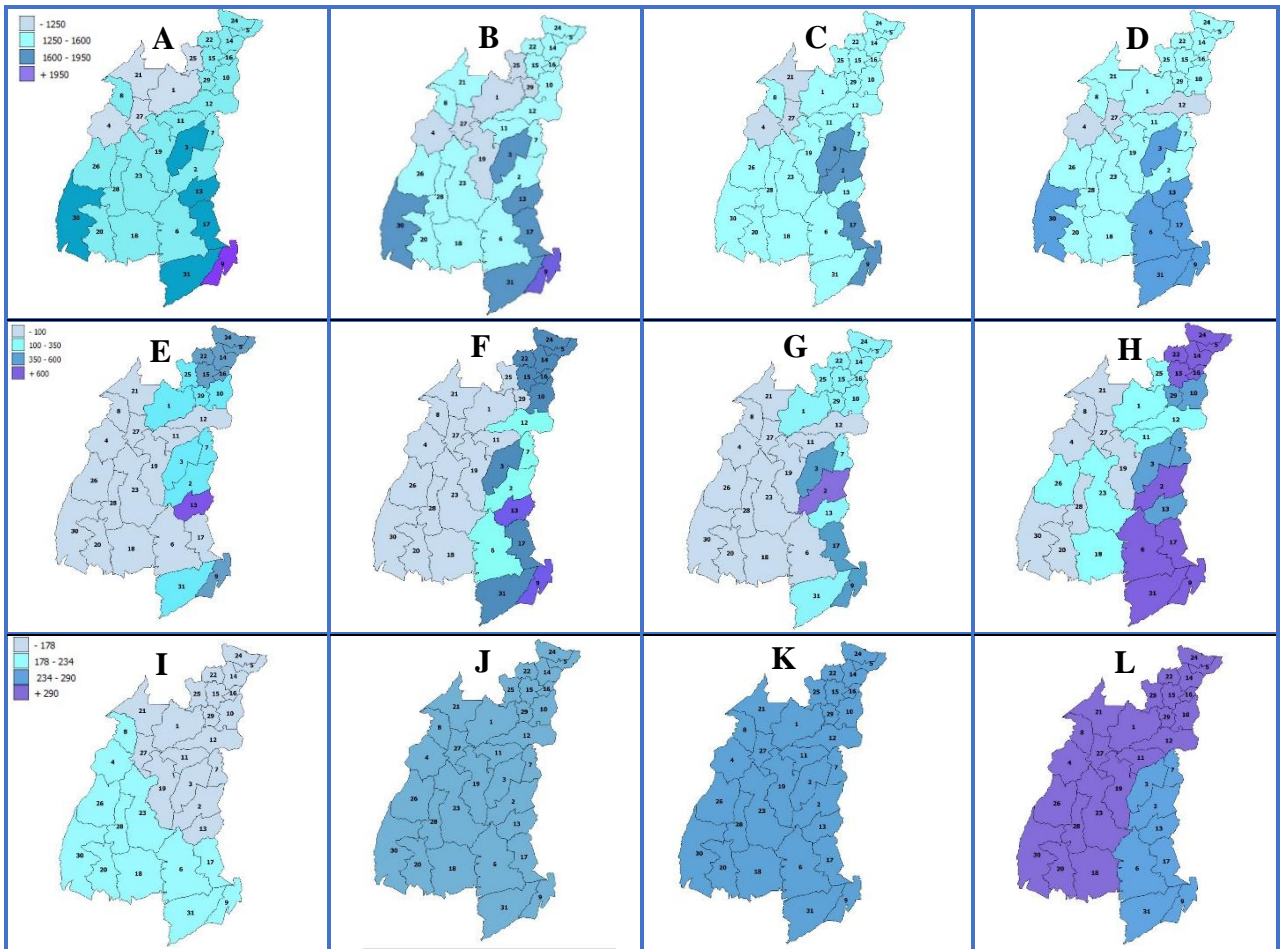


**Figura 7.6** – Estimativa do Saldo Hídrico trimestral para lavoura de soja em cenários otimistas (RCP 4,5) e pessimistas (RCP 8.5), considerando outubro, novembro e dezembro (OND) como período de plantio e janeiro, fevereiro e março (JFM) como período de colheita.

O cartograma dos valores médios dos componentes da WF (Fig. 7.7), conforme as microrregiões contidas na delimitação territorial desse estudo, revelou a distribuição espacial dos valores estimados para os diferentes cenários em relação as safras projetadas em médio e longo prazos, (2049-2050 e 2079-2080, respectivamente). Percebe-se que, mesmo em escala



microrregional, a GRWF sofre poucas alterações na distribuição de suas médias e as microrregiões do extremo oeste baiano e sul piauiense ganham destaque por concentrar as GRWFs maiores que 1600 m<sup>3</sup>/t, principalmente no CP de longo prazo (Fig. 7.6 D). Por outro lado, a maioria das microrregiões com GRWFs inferiores a 1200 m<sup>3</sup>/t, permaneceram localizadas nas proximidades da transição entre os Domínios do Cerrado e Amazônico em ambos os cenários de médio e longo prazo (Fig. 7.7A, Fig. 7.7B, Fig. 7.7C e Fig. 7.7D).



**Figura 7.7** – Distribuição espacial das Pegadas verde (A – D), azul (E – H) e cinza (I – L) conforme Cenários otimistas (A, B, E, F, I e J) e pessimistas (C, D, G, H, K e L), para as projeções de safra 2049-2050 (A, C, E, G, I e K) e 2079-2080 (B, D, F, H, J e L) de acordo com cada microrregião que compõe a última fronteira agrícola do Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil.

Atualmente, nenhuma microrregião apresenta BWF superior a 100 m<sup>3</sup>/t, mas as projeções demonstram que haverá aumento do número de microrregiões com necessidade substancial de irrigação (BWF >350 m<sup>3</sup>/t). Além disso, as microrregiões que terão maior necessidade de irrigação tendem a se concentrar no limite leste da área de estudo, ou seja, nas áreas próximas a transição do

Cerrado com a Caatinga (Fig. 7.7E, Fig. 7.7F, Fig. 7.7G e Fig. 7.7H). Destaca-se o CP de longo prazo (Fig. 7.7H), onde 52% das microrregiões apresentarão uma BWF superior a 350 m<sup>3</sup>/t, o que representará uma média de aproximadamente 14% da RWF prevista para tal cenário. Contrastando com isso, as microrregiões localizadas no estado do Tocantins serão as menos afetadas, com BWFs quase nulas nos CO de médio e longo prazo (Fig. 7.7E e Fig. 7.7F) e no CP de médio prazo (Fig. 7.7G). No entanto, as microrregiões do Jalapão, Miracema do Tocantins e Dianópolis terão elevação substancial de sua BWF no CP de longo prazo (Fig. 7.7H) se as tendências atuais forem mantidas.

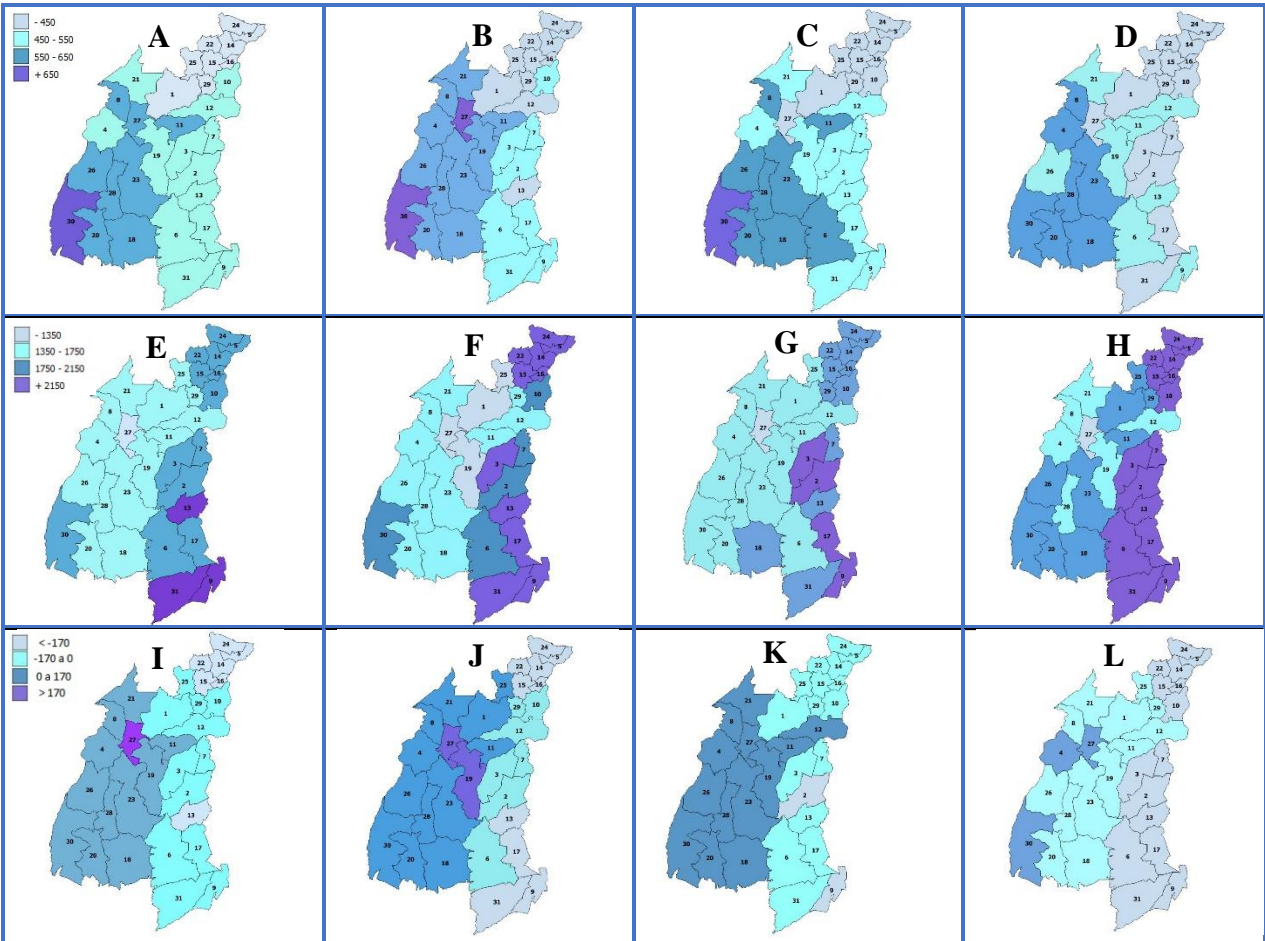
A figura 7.8 é formada por uma sequência de cartogramas que representam a distribuição espacial da precipitação, da RWF e do balanço hídrico em escala microrregional nas áreas de interesse do presente estudo, nos meses que compõem o período da safra da soja sequeira, ou seja, de outubro a dezembro de um ano e de janeiro a março do outro ano. As previsões a respeito da combinação dos diferentes cenários e safras futuras de médio (2049-2050) e longo (2079-2080) prazos permitiram constatar que há grande variabilidade espacial das possíveis respostas as tendências atuais nos diferentes cenários.

A precipitação será reduzida na maioria das microrregiões da porção oriental da delimitação territorial proposta, que receberão menos de 550 mm nos meses de safra, em todos os cenários (Fig. 7.8A, Fig. 7.8B, Fig. 7.8C e Fig. 7.8D). As microrregiões do estado do Maranhão serão as mais afetadas pela baixa precipitação e, no cenário pessimista de longo prazo, cerca de 70% das microrregiões dos estados nordestinos receberão 450 mm ou menos. A microrregião do Rio Formoso - TO (30) foi a única a ter previsão de receber 650 mm ou mais na maioria dos cenários e a de Porto Franco – MA (27) apresentou acréscimo de precipitação no CO, enquanto manteve o patamar de baixa precipitação no CP.

O crescimento da Pegada Hídrica relativa fica evidente, quando estratificada espacialmente pelas microrregiões, embora tenda a estabilidade no geral. Em todos os cenários, as microrregiões localizadas no extremo oeste baiano, na fronteira com a Caatinga, serão os mais intensos em necessidade de água para produção de soja (Fig. 7.8E, Fig. 7.8F, Fig. 7.8G e Fig. 7.8H). Isso desencadeará saldos negativos de disponibilidade hídrica em toda a porção oriental da região cenários (Fig. 7.8I, Fig. 7.8J, Fig. 7.8K e Fig. 7.8L).

A microrregião de Chapadas do Extremo Sul do Piauí (13) destaca-se por apresentar o maior risco, pois configura na categoria das menores precipitações e maiores pegadas hídricas, o que a

coloca entre os piores saldos hídricos da região. Por outro lado, a microrregião do Rio Formoso (30), no Tocantins, será a menos afetada pelas possíveis mudanças climáticas futuras. As microrregiões de Balsas - MA (19) e Barreiras - BA (6) são as que apresentam maior produção, sendo que a segunda sofrerá com estresse hídrico em todos os cenários projetados.



**Figura 7.8** – Distribuição espacial das Precipitações Efetivas (A – D), da Pegada Hídrica total (E – H) e do Saldo Hídrico (I – L) conforme Cenários otimistas (A, B, E, F, I e J) e pessimistas (C, D, G, H, K e L), para as projeções de safra 2049-2050 (A, C, E, G, I e K) e 2079-2080 (B, D, F, H, J e L) de acordo com cada microrregião que compõe a última fronteira agrícola do Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil.



## 7.5 - Discussão

As áreas de Cerrado do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia somam pouco mais de 73 milhões de hectares, dos quais 15,7 milhões de hectares são terras pertencentes a indígenas, quilombolas, de assentamentos e de conservação, ou seja, restam 57,7 milhões de hectares disponíveis na região (FONSECA; MIRANDA, 2014). Nesse sentido, o balanço da caracterização natural da região, ou seja, a geologia, o relevo, os solos, o clima, a hidrografia e os recursos minerais e energéticos da região aponta que há cerca de 53 milhões de hectares de terras agricultáveis, das quais 24,5 milhões de hectares já são ocupados com pastagens, lavouras permanentes e temporárias (MAGALHAES; MIRANDA, 2014).

Adicionalmente a esse contexto, havia cerca de 9 milhões de hectares com moderado processo de desertificação e 591 mil hectares já desertificados em 2014, o que impõe limites para expansão dos sistemas agrícolas (BUAINAIN et al., 2017). Assim, estima-se que restem cerca de 19,5 milhões de hectares de terras agricultáveis disponíveis, o que torna factível a expansão prevista nesse estudo, considerando o pior cenário (Fig. 7.3D).

Nesse cenário, as demais culturas destinadas a alimentação humana, que em 2016 ocupavam cerca de 58,4% da área plantada (IBGE, 2017a), passarão a ocupar apenas 20,4% se todas as áreas agricultáveis forem aproveitadas em 2080. Isso configura um risco a segurança alimentar, pois o aumento da produtividade das lavouras apresenta limitações mesmo diante de maciços investimentos em pesquisa e desenvolvimento tecnológico (REICHARDT; TIMM, 2016).

Dessa forma, a disponibilidade de terras agricultáveis é essencial para a produção de alimentos que possam sustentar a demanda populacional crescente, uma vez que, segundo projeções da United Nations (2015), se a população mundial continuar crescendo no ritmo atual, atingirá 9,7 bilhões de pessoas em 2050.

No Brasil, serão mais de 226 milhões de habitantes de acordo com o IBGE (2017). Assim, a questão decorrente é: como produzir alimentos em quantidade e qualidade aceitáveis para nutrir toda essa população com apenas 20,4% de todas as áreas agricultáveis na última fronteira agrícola do país em 2080?

As ações de mitigação, planejadas a longo prazo e executadas de forma sistemática, são necessárias, pois os cenários pessimistas de mudanças climáticas terão grande impacto nutricional na futura população. Estima-se que haverá diminuição da quantidade, diversidade, conteúdo

nutricional e acesso aos alimentos, principalmente entre os mais pobres residentes em áreas rurais e nas periferias de grandes cidades do hemisfério sul. Isso configura um cenário de grande potencial para o aumento dos conflitos pelas terras agricultáveis no Brasil, ampliando a pressão sobre as terras indígenas, quilombolas e de conservação e preservação ambiental, protegidas pela legislação atual (FANZO et al., 2018; RUDORFF et al., 2015)

Nesse contexto, os conflitos ambientais que estão em curso atualmente tenderão a se agravar, uma vez que, a conversão de pastagens em plantações de grãos no período de 2000 a 2014 representou cerca de 35% da expansão agrícola na região, sendo que 63% e 68% dessa expansão se deu a partir da conversão de áreas de vegetação nativa. Essas áreas desmatadas para conversão em monoculturas de grande escala e de alta tecnologia requerem tratamentos para que o solo pouco fértil e ácido dos Cerrados possa dar condições de atingir a produtividade adequada para a obtenção de retorno financeiro (GASQUES et al., 2016; RUDORFF et al., 2015).

Os avanços da agricultura em termos de produtividade são promovidos pelo crescimento dos estudos e pesquisas no setor que leva a aplicação de melhores fertilizantes, gestão do controle de pragas, variedades de alto rendimento, bem como pelas inovações de processo de cultivo (BUAINAIN et al., 2017). Dessa forma, o uso intensivo de sementes transgênicas, agrotóxicos, calagem e fertilizantes é uma característica marcante da agricultura dessa região.

O fosforo foi selecionado como o poluente de interesse desse estudo para estimar o componente cinza da Pegada Hídrica e na comparação entre os quatro cenários futuros analisados, esse componente foi o único que apresentou diferenças estatisticamente significativas (Tabela 7.1) indicando aumentos substanciais de necessidade de água para diluir a concentração desse poluente a níveis aceitáveis diante da atual legislação brasileira.

Nesse sentido, esse componente da WF poderá representar até 12% do consumo de água doce necessário para a produção de soja até a safra 2079/2080 (Fig. 7.5). Recente estudo realizado nessas mesmas áreas de expansão agrícola recente do Cerrado brasileiro, apontou decréscimo da pegada cinza de 3,6% para 3% em todos os cenários até 2099 (SILVA, 2018)

Quanto ao componente azul da WF da produção de soja, atualmente, as lavouras irrigadas na região representam cerca de 1,97% do total da área destinada a esse cultivo (IBGE, 2018b). Por esse motivo, essas lavouras não foram o foco desse estudo e a pegada azul foi concebida como a necessidade média de uso da irrigação para atingir a produtividade prevista diante da elevação de temperatura e concentração de CO<sub>2</sub> em toda a região analisada. Contudo, recente estudo relatou

que, nas áreas irrigadas para o cultivo de soja dessa região, o componente azul da WF aumentou de aproximadamente 1030 m<sup>3</sup>/t em 2005 para 1543 m<sup>3</sup>/t em 2016 (SANTOS; NAVAL, 2020). Esse crescimento passado da WF azul se reflete na abordagem prospectiva desse estudo, uma vez que, considerando seu impacto em toda a área plantada nessa região, percebe-se o aumento da necessidade de irrigação em três dos estados que abrigam essa nova fronteira agrícola (Fig. 7.5).

Esses achados são corroborados com o estudo de Silva (2018) que, para determinar a produtividade da soja diante dos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5 até 2099, constatou que o componente verde da WF decresce ao longo dos anos na proporção que aumenta a componente azul, o que indica demandas elevadas de irrigação no futuro. Isso é preocupante, pois ao contrário do Brasil (DA SILVA et al., 2016; SANTOS; NAVAL, 2020), os estudos realizados na China e Europa sobre o componente azul da WF (ZHUO; MEKONNEN; HOEKSTRA 2016; CAO et al., 2015; XU et al., 2015; CHAPAGAIN; HOEKSTRA, 2011) demonstram que esse apresenta tendência da redução nesses países devido ao desenvolvimento de tecnologias mais eficientes de aproveitamento da água. Embora as condições climáticas da China sejam muito diferentes das do Cerrado brasileiro, o estudo de Lu et al. (2016) mostrou que o uso excessivo de água na irrigação ocorreu mais por questões técnicas do que por sazonalidade e eventos climáticos.

As perdas relacionadas ao clima na produtividade agrícola em todo o mundo podem mudar e reverter as vantagens comparativas entre os países e que as ações políticas devem se concentrar em melhorar a produtividade na agricultura de sequeiro, uma vez que a África subsaariana, tal como o Cerrado brasileiro, não dispõe de recursos financeiros suficientes para realizar grandes obras de infraestrutura no sentido de viabilizar a expansão necessária para a irrigação de acordo com as previsões de diferentes cenários climáticos futuros (CALZADILLA et al., 2013).

O estado do Tocantins é a exceção, uma vez que de acordo com os modelos e cenários analisados, não haverá déficit hídrico significativo até fevereiro de 2080 em ambos os cenários analisados e apenas em novembro de 2049 e 2079 no cenário pessimista (Fig. 7.7 e Fig. 7.8). Isso indica sustentabilidade da cultura de soja sequeira no estado, pois não haverá necessidade de aumento significativo de áreas irrigadas no médio prazo (Fig. 7.7), embora o calendário de plantio tenha que ser ajustado a um período de chuvas mais tardio e curto no cenário pessimista (Fig. 7.8).

Com relação a média da AWF da produção de soja nas novas áreas de expansão agrícola do Cerrado, recentes estudos (SANTOS; NAVAL, 2020; SILVA, 2018) estimaram valores que giram em torno de 1500 m<sup>3</sup>/t e 2240 m<sup>3</sup>/t para a safra 2015/2016, com variações significativas entre os

estados, o que vai de encontro aos achados desse estudo (Tabela 7.1). Toda via, o estudo de Silva (2018) projetou redução da RWF ao longo dos anos em cenários futuros similares ao desse estudo, o que choca com os resultados apresentados na figura 7.6 e nas tabelas 7.1 e 7.2, onde verifica-se um aumento da RWF média no decorrer dos anos, embora ele não alcance a diferença mínima significativa ao nível de  $p < 0,05$ . Ressalta-se que Silva (2018) utilizou um município de cada estado que contem áreas de recente expansão agrícola, além de utilizar os modelos HadGEM2-ES e MIROC5 separadamente para gerar as variáveis de clima futuro em safras diferentes desse estudo.

Vários pesquisadores (AYALA et al., 2016; BOCCHIOLA; NANA; SONCINI, 2013; LENG et al., 2015) estimaram aumentos na RWF e na demanda hídrica em diferentes cenários futuros de mudanças climáticas. Esse estudo evidencia resultados similares (Tabela 7.2). Em geral, esses pesquisadores concordam que a produção de soja envolve grandes quantidades de água e fertilizantes que atuam como fontes de contaminação com impactos potencialmente negativos nos corpos de água adjacentes.

Um desses estudos mostrou que os componentes verde e cinza da WF podem sofrer aumentos de 304% e 268%, respectivamente, até 2050 em comparação a safra de 2010, na bacia do rio Tapajós, uma região da Amazônia brasileira com grande expansão e intensificação da soja. Isso ultrapassa os limites de sustentabilidade de mais de um terço das suas microbacias (AYALA et al., 2016).

Bocchiola et al. (2013) estudaram o efeito de cenários de mudança climática sobre a pegada hídrica do milho em uma área na Itália, no período entre 2045 e 2054 em comparação a 2010, e concluiu que a WF, especialmente o componente azul, sofrerá acréscimo devido ao aumento da evapotranspiração, maior demanda de irrigação e menor rendimento final.

No futuro, a demanda hídrica dos cultivos agrícolas das bacias dos rios Ganges, Amarelo, Indu, Haihe, Colorado e Mississipi poderão sofrer aumentos de 235% a 260% até 2099. Ainda que os cenários para algumas dessas regiões apontem para um futuro mais chuvoso, a elevação das temperaturas e o aumento das áreas cultivadas para atender as demandas do crescimento populacional e econômico colocarão em risco a sustentabilidade dessas bacias (LENG et al., 2015), de forma similar ao que é exposto nesse estudo (Tabela 7.2).

## 7.6 - Conclusões

A produtividade e a Pegada Hídrica da produção de grãos de soja nas áreas de recente expansão agrícola do Cerrado brasileiro, projetadas pelo modelo AquaCrop para as safras futuras de médio prazo (2049/2050) e longo prazo (2079/2080), diante de cenários otimista (RCP 4.5) e pessimista (RCP 8.5) rodados nos modelos HadGEM2-ES e MIROC5, poderão sofrer aumentos devido a maior concentração de CO<sub>2</sub> e elevação das temperaturas no decorrer das safras.

Embora a WF média não apresente nenhuma diferença mínima estatisticamente significativa, seu pequeno aumento impactará de forma substancial, elevando em cerca de 19 vezes, a demanda hídrica das áreas analisadas até 2080 devido as tendências de aumento de áreas de cultivo destinadas a produção desse grão.

A componente verde da WF da soja decresce ao longo dos anos na proporção que aumenta a componente azul e o componente cinza, o que provavelmente demandará maior necessidade de irrigação no futuro e dificuldades para diluir a poluição gerada pelos agrotóxicos utilizados nessa produção, o que representa um grande risco para a saúde das populações humanas e não humanas da região.

Os limites da sustentabilidade da produção de soja nessas áreas são ultrapassados no cenário pessimista, onde haverá déficit hídrico devido à grande extensão de áreas cultivadas que necessitarão de irrigação para manter a produção em um cenário de precipitação reduzida, baixa capacidade de retenção hídrica no solo e temperaturas elevadas.

## 7.7 - Referências Bibliográficas

AYALA, L.M. et al. Impact of agricultural expansion on water footprint in the Amazon under climate change scenarios. **Science of the Total Environment**, v. 570, p. 1159–1173, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716313663>. Acesso em: 27/08/2017.

ARBUCKLE, J. G. et al. Farmer beliefs and concerns about climate change and attitudes toward adaptation and mitigation. **Climatic Change**, v. 118, p. 551–563, jun, 2013. Disponível em <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-013-0700-0>>. Acesso em: 12/07/2016.

BUAINAIN, A. M; GARCIA, J. R; VIEIRA FILHO. J. E. R. Dinâmica da economia e da agropecuária no MATOPIBA. Texto para discussão. Brasília: Ipea, 2017. Disponível em: <[repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/7574/1/TD\\_2283.PDF](repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/7574/1/TD_2283.PDF)>. acesso em 20/01/2018.

BLYDE, J; FAGGIONI, V. International supply chains and trade agreements. **Applied Economics Letters**, 25:17, 1198-1203, 2018. Disponível em: DOI: 10.1080/13504851.2017.1409414

BOCCHIOLA, D; NANA, E; SONCINI, A. Impact of climate change scenarios on crop yield and water footprint of maize in the Po valley of Italy. *Agric. Water Manager*, v. 116, p. 50–61, 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377412002569>. Acesso em: 27/08/2017.

BOMBARDI, L. M. **Geografia do Uso de Agrotóxicos no Brasil e Conexões com a União Europeia**. São Paulo: FFLCH - USP, 2017.

FERREIRA, B. G. C; FREITAS, M. M. L; MOREIRA, G. C. Custo operacional efetivo de produção de soja em sistema de plantio direto. **Revista iPecege**, v.1, n. 1, p. 39-50, 2015.

CALZADILLA, A. et al. Economywide impacts of climate change on agriculture in Sub-Saharan Africa. **Ecological Economics**. v 93, p. 150-165, September 2013.

CAO, X; WANG, Y; WU, P; ZHAO, X; WANG, J. An evaluation of the water utilization and grain production of irrigated and rain-fed croplands in China. **Science of The Total Environment**, v. 529, n. 1, p. 10-20, 2015.

CAPELLESSO, A. J. et al. Economic and environmental impacts of production intensification in agriculture: comparing transgenic, conventional, and agroecological maize crops. **Agroecology and Sustainable Food Systems**, v. 40, n. 3, 2016.

CHAPAGAIN, A.K; HOEKSTRA, A.Y. The blue, green and grey water footprint of rice from production and consumption perspectives. **Ecological economics**, v. 70, p. 749 –758, 2011.

COE, M. T. et al. The forests of the Amazon and Cerrado moderate regional climate and are the key to the future. **Tropical Conservation Science**, v. 10, p.1940082917720671, 2017.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da safra brasileira de grãos**. Brasília: CONAB, 2017.

CONTE, I. I.; BOFF, L. A. The world crisis and food production in Brazil. **Acta Scientiarum: Human and Social Sciences**, v.35, n.1, p.49-59, 2013.

- COSTA LEITE, R et al. No-Tillage and Phosphate Fertilization Management on Soybean Culture in Brazilian Cerrado. **Journal of Agricultural Science**, [S.l.], v. 10, n. 5, p. p125, apr. 2018.
- COSTA, S. E. V et al. Patterns in phosphorus and corn root distribution and yield in long-term tillage systems with fertilizer application. **Soil and Tillage Research.**, v. 109, p. 41- 49, 2010.
- CURADO, L.F.A. et al. Inter Seasonality of the Energy Fluxes in Brazilian Savana-Mato Grosso—Brazil. **Atmospheric and Climate Sciences**, v. 4, p. 219-230, 2014.
- DA SILVA, E. B. **A dinâmica socioespacial e as mudanças na cobertura e uso da terra no bioma Cerrado.** (Tese de Doutorado). Goiânia: Universidade Federal de Goiás, 2013.
- DA SILVA, V. P. et al. (2016) Water footprint and virtual water trade of Brazil. **Water**, v. 8, n. 11, p. 517-529, 2016.
- ESTEVO, J. dos S. O Brasil e a China no âmbito das mudanças climáticas. **Idéias**, v.10, p. e019002, 2019. <https://doi.org/10.20396/ideias.v10i1.8655888>
- FAMIGLIETTI, J. S. The global groundwater crisis. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 11, p. 945-948, 2014.
- FANZO, J; DAVIS, C; MCLAREN, R; CHOUFANI, J. The effect of climate change across food systems: Implications for nutrition outcomes. **Global Food Security**, v. 18, p 12-19, 2018.
- FARAMARZI, M. et al. Uncertainty based assessment of dynamic freshwater scarcity in semi-arid watersheds of Alberta, Canada. **Journal of Hydrology**, v.9, p. 48-68, 2017.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the UN. **AQUACROP 8.0 model**. 2010. Disponível em: <[www.fao.org/nr/water.html](http://www.fao.org/nr/water.html)>. Acesso em: 29/05/2016.
- FRANKE, N.A; BOYACIOGLU, H; HOEKSTRA, A.Y. **Grey water footprint accounting: Tier 1 supporting guidelines.** Water Research Report Series n. 65, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands, 2013. Disponível em: [http://waterfootprint.org/media/downloads/Report65-GreyWaterFootprint-Guidelines\\_1.pdf](http://waterfootprint.org/media/downloads/Report65-GreyWaterFootprint-Guidelines_1.pdf). Acesso em: 12/08/2016.
- GARCÍA MORILLO, J. et al. Linking water footprint accounting with irrigation management in high value crops. **Journal of Cleaner Production**, v. 87, p. 594–602, 2015.
- GASQUES, J. C. et al. **Produtividade da agricultura brasileira: hipótese da desaceleração.** In: VIEIRA FILHO, J. E. R.; GASQUES, J. G.; CARVALHO, A. X. Y. (Org.). **Agricultura, transformação produtiva e sustentabilidade.** Brasília: Ipea, p. 143-163, 2016.
- GOSLING, S. N., ARNELL, N. W., LOWE, J. A. The implications of climate policy for avoided impacts on water scarcity. **Procedia Environmental Sciences**, v. 6, p.112-121, 2011.
- HARGREAVES, G. H.; SAMANI, Z. A. Reference crop evapotranspiration from temperature. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 01, n. 02, p. 96-99, 1985.
- HOEKSTRA, A.Y. Water Footprint Assessment: Evolvement of a New Research Field. **Water Resources Management**, v. 231, p. 1–21, 2017.
- HOEKSTRA, A.Y. A critique on the water-scarcity weighted water footprint in LCA. **Ecol. Indic.**, v. 66, p. 564–573, 2016.

HOGEBOOM, H. J; KNOOK, L.; HOEKSTRA, A. Y. The blue water footprint of the world's artificial reservoirs for hydroelectricity, irrigation, residential and industrial water supply, flood protection, fishing and recreation. **Advances in water resources**, v.113, p. 285-294, 2018.

HSIANG, S.M.; BURKE, M. Climate, Conflict, And Social Stability: What Does The Evidence Say? **Climatic Change**, v.123, p. 39–55, 2014.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Contas econômicas ambientais da água: Brasil: 2013 – 2015**. Rio de Janeiro: Coordenação de Contas Nacionais, 2018a.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo agropecuário 2017**. Centro de Disseminação de Informações: IBGE, 2018b. Disponível em: < <https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/resultados-censo-agro-2017/resultados-preliminares.html> >. Acesso em: 12/07/2018.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estimativas da população**. Centro de Disseminação de Informações: IBGE, 2017. Disponível em: < <https://sidra.ibge.gov.br> >. Acesso em: 19/01/2018.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Agrícola Municipal 2016**. Centro de Disseminação de Informações: IBGE, 2017a. Disponível em: < <https://sidra.ibge.gov.br> >. Acesso em: 19/01/2018.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa da Pecuária Municipal 2016**. Centro de Disseminação de Informações: IBGE, 2017b. Disponível em: < <https://sidra.ibge.gov.br> >. Acesso em: 19/01/2018.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Brasil em números**. Centro de Disseminação de Informações: IBGE, 2017c. Disponível em: < <https://biblioteca.ibge.gov.br/biblioteca-catalogo?id=72&view=detalhes>>. Acesso em: 19/09/2017.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores do desenvolvimento sustentável**. Centro de Disseminação de Informações: IBGE, 2017d. Disponível em: < <https://biblioteca.ibge.gov.br/biblioteca-catalogo?id=72&view=detalhes>>. Acesso em: 19/09/2017.

IMAFLOA - Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola. **Evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil: setor agropecuário**. São Paulo: Observatório do Clima, 2018.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br>>. Acesso em: 12/03/2017.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Projeto TerraClass: Cerrado**, 2013. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/tcCerrado/>>. Acesso em: 12/03/2017.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. WGII AR5: **Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability: Summary for Policymakers**, 2014.

JALAVA, M. et al. Diet change and food loss reduction: What is their combined impact on global water use and scarcity? **Earth's Future**, v. 4, p. 62–78, 2016.

JONES, C. D. et al. The HadGEM2-ES implementation of CMIP5 centennial simulations. **Geosci. Model Dev.**, v. 4, p. 543-570, 2011.



- JONES, P.G; THORNTON, P.K. Generating downscaled weather data from a suite of climate models for agricultural modelling applications. **Agricultural Systems** v. 114, p. 1–5, 2013.
- KANTENBACHER, J et al. Public attitudes about climate policy options for aviation. **Environmental Science & Policy**, v. 81, p. 46-53, March 2018.
- KASSIE, B.T. et al. Exploring climate change impacts and adaptation options for maize production in the Central Rift Valley of Ethiopia using different climate change scenarios and crop models. **Climatic Change**, v.129, p.145–158, 2015.
- LENG, G; HUANG, M; TANG, Q; LEUNG, L.R. A modeling study of irrigation effects on global surface water and groundwater resources under a changing climate. **Journal of Advances in Modeling Earth Systems**, v. 7, p. 1285–1304, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2015MS000437>. Acesso em: 12/03/2017.
- LIMA JUNIOR, J. C. et al. Parametrização da equação de Hargreaves e Samani para estimativa da evapotranspiração de referência no Estado do Ceará, Brasil. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 47, n. 3, p. 447-454, jul-set, 2016.
- LOPES, A. S; GUIMARÃES G. L. R. A Career Perspective on Soil Management in the Cerrado Region of Brazil. **Advances in Agronomy**, v. 137, p. 1-72, 2016.
- LOPES, M. V. **Índice de Possibilidade de Conversão à Agricultura (IPCA): Uma Ferramenta na Elucidação do Fenômeno da Expansão da Fronteira Agrícola em Goiás**. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Goiás, Ciências Ambientais, Goiânia, 2016.
- LU, Y; ZHANG, X; CHEN, S; SHAO, L; SUN, H. Changes in water use efficiency and water footprint in grain production over the past 35 years: a case study in the North China Plain. **Journal of Cleaner Production**, v. 116, p. 71-79, 2016.
- MACH, K. J. et al. Understanding and responding to danger from climate change: the role of key risks in the IPCC AR5. **Climatic Change**, v. 136, p.427–444, 2016.
- MAGALHÃES, L. A; MIRANDA, E. E. A. MATOPIBA: Quadro Natural. Embrapa, Nota Técnica n. 5, Campinas, 2014.
- MEKONNEN, M. et al. Sustainability, efficiency and equitability of water consumption and pollution in Latin America and the Caribbean. **Sustainability**, v. 7, n. 2, p. 2086–2112, 2015.
- MEKONNEN, M. M; HOEKSTRA, A.Y. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 15, p. 1577–1600, 2011.
- MIRANDA, E. E. DE.; MAGALHÃES, L. A.; CARVALHO, C. A. de. **Proposta de Delimitação Territorial do MATOPIBA**. Embrapa, Nota Técnica n. 1, Campinas, 2014.
- MIRANDA, E. E. DE.; MAGALHÃES, L. A.; CARVALHO, C. A. de. **Um Sistema de Inteligência Territorial Estratégica Para o MATOPIBA**. Embrapa, Nota Técnica n. 2, Campinas, 2014a.
- MORIN, E. **A Via para o futuro da humanidade**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2013.

- LAHSEN, M et al. Undervaluing and Overexploiting the Brazilian Cerrado at Our Peril, Environment: **Science and Policy for Sustainable Development**, v. 58, n. 6, p. 4-15, 2016. DOI: 10.1080/00139157.2016.1229537
- NKHONJERA, G. K. et al. Understanding the impact of climate change on the dwindling water resources of South Africa, focusing mainly on Olifants River basin: A review. **Environmental Science & Policy**, v. 71, p. 19-29, 2017.
- NUNES R. S, et al. Distribuição de fosforo no solo em razão do sistema de cultivo e manejo da adubação fosfatada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 35, p. 877-888, 2011.
- NUNES, A. C. et al. Agronomic aspects of soybean plants subjected to deficit irrigation. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.20, n.7, p.654-659, 2016.
- O'NEILL, B. C. et al. IPCC reasons for concern regarding climate change risks. **Nature Climate Change**.v. 7, p. 28–37, 2017.
- ORLOWSKY, B. et al. Today's virtual water consumption and trade under future water scarcity. **Environmental research letters**, v.9, n. 7, p. 1 - 5, 2014.
- PORKKA, M. et al. Causes and trends of water scarcity in food production. **Environmental research letters**, v.11, p. 1- 12, 2016.
- REBOUÇAS, A. C. et al. (org.). **Águas Doces no Brasil – Capital Ecológico, Uso e Conservação**. São Paulo: Escrituras, 2006.
- RIAHI, K; RAO, S; KREY, V. RCP 8.5—A scenario of comparatively high greenhouse gas emissions. **Climatic Change**, v. 109, n.1-2, p. 33-43, 2011.
- REICHARDT, K; TIMM, L. C. **Água e sustentabilidade no sistema solo-planta-atmosfera**. São Paulo: Manole, 2016.
- RUDORFF, B et al. **Análise Geoespacial da Dinâmica das Culturas Anuais no Bioma Cerrado: 2000 a 2014**. Florianópolis: Agrosatélite Geotecnologia Aplicada, 2015.
- SANTOS, J. F. S.; NAVAL, L. P. Spatial and temporal dynamics of water footprint for soybean production in areas of recent agricultural expansion of the Brazilian savannah (Cerrado). **Journal of Cleaner Production**, v. 251, p. 119482, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119482>
- SCHEWE, J. et al. Multimodel assessment of water scarcity under climate change. **PNAS of the United States of America**, v. 111, p. 3245–3250, 2014.
- SILVA, V. P. R et al. Calibration and validation of the AquaCrop model for the soybean crop grown under different levels of irrigation in the Matopiba region, Brazil. **Revista Ciência Rural**, v.48, n.1, e.20161118, 2018.
- SILVA, R. A. **Impacto das mudanças climáticas sobre a produtividade e Pegada hídrica da soja cultivada na região do MATOPIBA**. Tese de doutorado em Meteorologia, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Campina Grande: UFCG, 2018.
- STRASSBURG, B. B.N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 99, p. 1-3, 2017.

THISSEN, W et al. Dealing with Uncertainties in Fresh Water Supply: Experiences in the Netherlands. **Water Resour Manage** (2017) 31: 703. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1198-1>

THOMSON, A. M; CALVIN, K. V; SMITH, S. J. RCP 4.5: a pathway for stabilization of radiative forcing by 2100. **Climatic Change**, 2011, Volume 109, Number 1-2, Page 77

USCENSUS - United States Census 2018. **U.S. and World Population Clock**. Disponível em: <https://www.census.gov/popclock/>. Acesso em: 12/07/2018.

UNITED NATIONS. **World Population Prospects: The 2015 Revision**. Working Paper, n. 241, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2015.

XU, Y; HUANG, K; YU, Y; WANG, X. Changes in water footprint of crop production in Beijing from 1978 to 2012: a 1 means Divisia index decomposition analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 87, p. 180-187, 2015.

ZHUO, L; MEKONNEN, M.M; HOEKSTRA, A.Y. The effect of inter-annual variability of consumption, production, trade and climate on crop-related green and blue water footprints and inter-regional virtual water trade: A study for China (1978- 2008). **Water Research**, v. 94, p. 73-85, 2016.

WATANABE, S. et al. MIROC-ESM 2010: model description and basic results of CMIP5-20c3m experiments. **Geoscientific Model Development**. v. 4, p: 845–872, 2011.

## 8 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

O objetivo central dessa tese foi entender a dinâmica temporal e espacial da produção de soja, sua Pegada Hídrica e seus impactos sobre os indicadores socioeconômicos das áreas de recente expansão agrícola do Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil, bem como os riscos diante de cenários futuros de mudanças climáticas. Para isso, buscou-se descrever o comportamento das variáveis climáticas e da produção de soja dos últimos 20 anos (1999-2018). Dessa forma, foi possível constatar que, embora haja um processo de oscilação das temperaturas e precipitações interanuais, a elevação das temperaturas médias na região é constatada. Como os principais componentes da Pegada Hídrica são dependentes da evapotranspiração dos cultivos, esperava-se que, com o aumento das temperaturas, a Pegada Hídrica também sofreria elevação. Contudo, constatou-se que essa relação não é simples e depende de como a análise é realizada, ou seja, das suas estratificações, de sua amplitude temporal e de sua resolução espacial. Adicionalmente, o tipo de poluente e a decisão de considerar parâmetros legais ou de segurança para o cálculo do componente cinza da Pegada Hídrica, também afetam substancialmente os resultados.

Os resultados dos estudos de abordagem quantitativa compilados para a construção dessa tese, apresentados a partir do terceiro capítulo, revelam que os componentes Verde e Azul da Pegada Hídrica apresentaram alterações estatisticamente significativa em relação as suas médias estaduais, microrregionais e municipais, bem como no conjunto das áreas contidas nos Estados que pertencem a delimitação territorial selecionada. Contudo, a variabilidade espacial da pegada verde foi muito elevada e seu comportamento no tempo foi muito desigual quando se considera as microrregiões e os municípios. Nessa definição, espacial foi possível verificar que os municípios e microrregiões situadas no limite do Cerrado com a Caatinga apresentaram valores mais elevados desse componente. Ao contrário dos municípios e microrregiões situadas na porção acidental, no limite com o Domínio amazônico. Esse comportamento da pegada verde foi mantido nas projeções de médio e longo prazos diante de cenários de mudanças climáticas futuras. O componente azul da WF, apesar de pouco prevalente na atualidade, apenas 58\* estabelecimentos agropecuários cultivaram soja irrigada em 2016 num universo de 2602, apresentou tendência de elevação no futuro, principalmente nas microrregiões situadas no limite leste da região.

---

\* IBGE - Censo agropecuário 2017. Disponível em: <https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/>

O comportamento da pegada cinza foi ascendente em todos os cenários e definições temporais utilizadas. Constatou-se essa tendência independentemente do parâmetro de análise, seja relativo ao fertilizante (fosforo) ou ao defensivo agrícola (glifosato), seja relativo à legislação brasileira ou europeia. Tais informações quantitativas confirmam as afirmações de literatura sobre a demanda crescente de aplicação de agrotóxicos nas lavouras comerciais do Brasil. Esse componente foi o que mais apresentou influência sobre a variabilidade dos valores estimados para a Pegada Hídrica relativa, uma vez que os demais componentes apresentaram comportamento oposto. Assim, a pegada cinza do glifosato foi cerca de 11 vezes maior do que a do fósforo. Isso difere muito da literatura nacional que raramente aborda a WF baseada no glifosato e, ainda assim, quando o faz, utiliza o parâmetro brasileiro, que é considerado extremamente permissivo. Outra dificuldade relativa à abordagem com o glifosato é que as propriedades físicas desse produto tornam sua mensuração muito nebulosa no ambiente aquático. Isso ocorre porque sua degradação incompleta é relativamente rápida e o subproduto dessa tende a se acumular no sedimento dos corpos d'água e na gordura marrom dos animais aquáticos.

O balanço dos componentes verde, azul e cinza no passado revela que, tanto a WF relativa irrigada quanto a sequeira apresentaram queda significativa no período entre 1999 e 2018. Isso porque o aumento da produtividade dos cultivos compensou com sobras a elevação da evapotranspiração e, com isso, a redução dos valores dos componentes azul e verde superou a elevação dos valores do componente cinza ao longo do tempo e em quase todos os municípios.

As médias das variáveis climáticas apresentaram mudanças ao longo dos 20 anos analisados, afetando a evapotranspiração dos cultivos, sem modificar significativamente os valores da WF Relativa. A constatação de que ocorreu aumento de temperatura média e queda de volume da precipitação efetiva na região, até meados de 2016, não alterou as tendências da WF Relativa na região. Essas tendências apresentaram oscilação interanual significativa, de forma que parece haver um ciclo com fases que duram cerca três anos, onde ocorrem picos de temperatura, precipitação e consumo hídrico das culturas de soja.

Uma tendência inequívoca de aumento da área total destinada ao cultivo de soja foi constatada e está apresentou forte associação positiva com o aumento das médias anuais de temperatura e negativa com o volume de precipitação efetiva nessas áreas. Soma-se isso, o aumento contínuo registrado na WF absoluta, decorrente da expansão das áreas de cultivo, e o risco ambiental e produtivo da região torna-se preocupante.

A análise de associação espacial identificou poucos, mas persistentes aglomerados espaço-temporais de alto consumo de água para produção de soja. A maioria dos 57 municípios de alto consumo não forma clusters, porém os clusters existentes são mais frequentes nas microrregiões da fronteira leste do territorial estudada, próximas as áreas de transição entre Cerrado e Caatinga. Os municípios de baixo consumo se concentram nas áreas de transição entre Cerrado-Amazônia. Dois *hotspots* persistentes foram localizados nas microrregiões de Barreiras-BA e de Geral de Balsas - MA. Além disso, a AWF teve crescimento substancial em todos os municípios produtores de soja, o que coloca em risco a segurança alimentar e ambiental da região.

Dos municípios contidos na delimitação territorial desse estudo, aqueles que têm a produção de soja consolidada há mais de 30 anos, são os que apresentaram melhor desenvolvimento geral devido ao forte impacto dessa atividade no GDP municipal. Contudo não apresentaram resultados significativos na desconcentração de renda municipal, renda dos estabelecimentos agropecuários, acesso as terras produtivas e geração de empregos. Além de exibirem piores índices de saúde e desigualdade socioeconômica quando comparados aos municípios não produtores de soja da mesma região.

A associação entre a produção de soja e o desenvolvimento municipal não foi estatisticamente significativa e a pequena evolução nos níveis de oferta e qualidade da educação básica e saúde no conjunto de municípios produtores pode estar mais relacionada as políticas públicas federais de repasse direto nessas áreas do que com a arrecadação de tributos do complexo da soja, em resposta a lei Kandir.

Os municípios produtores de soja apresentam crescente consumo de água em razão do tempo de consolidação e do tamanho das áreas destinadas aos cultivos dessa *commoditie*. Isso se refletiu no comportamento da WF absoluta entre 2007 e 2016, que apresentou taxas médias de crescimento geométrico anual muito superiores aos dos indicadores de desenvolvimento municipal em quase todos os municípios produtores. Dessa forma, para cada unidade de crescimento do indicador agregado de desenvolvimento municipal, o consumo de água aumentou 17 vezes.

O modelo produtivo da soja na região do Cerrado Norte e Nordeste não tem contribuído significativamente para a redução das desigualdades microrregionais e municipais. Pelo contrário, trata-se de um modelo que proporciona um estilo de crescimento econômico marcado pela concentração dos tímidos efeitos positivos sobre o desenvolvimento territorial, em poucos municípios e em poucos estabelecimentos agropecuários.

As projeções de médio e longo prazo para a produtividade e WF da soja na delimitação proposta nesse estudo, segundo os modelos AquaCrop, HadGEM2-ES e MIROC5, diante de cenários otimista e pessimista, revelaram que o rendimento dos cultivos poderá sofrer aumentos significativos em razão da maior concentração de CO<sub>2</sub> e elevação das temperaturas. Contudo, a demanda hídrica para esses cultivos sofrerá elevação de aproximadamente 19 vezes devido as tendências de expansão da área cultivada com soja e, conseqüentemente, aumento da WF absoluta. Os limites da sustentabilidade da produção de soja nessas áreas são ultrapassados no cenário pessimista, onde haverá déficit hídrico devido à grande extensão de áreas cultivadas que necessitarão de irrigação para manter a produção em um cenário de precipitação reduzida, baixa capacidade de retenção hídrica no solo e temperaturas elevadas.

Enfim, a produção de soja nas áreas de recente expansão agrícola do Cerrado das regiões Norte e Nordeste do Brasil é uma realidade que impõe riscos ambientais substanciais e não gera redes de cooperação que resultam em aumento de empregos e de renda para a maioria dos atores locais. Dessa forma, não permite que os mesmos possam usufruir dos ganhos econômicos gerados na região, caracterizando-se como um modelo de desenvolvimento altamente exógeno que, além de ameaçar as culturas, tradições e organização locais, tende à insustentabilidade ambiental e socioeconômica.

Uma das limitações dessa tese foi a falta de tempo e estrutura financeira para proceder completamente a terceira e quarta fase do protocolo proposto por Arjen Y. Hoekstra, que tratam da análise de sustentabilidade da WF e prospecção de soluções, respectivamente. Para a análise da sustentabilidade hídrica da região, além dos dados climáticos e pedológicos, seria necessário avaliar todos os múltiplos usos da água em cada bacia e microbacia hidrográfica para identificar os conflitos de uso e a capacidade de cada bacia. Para a busca de soluções, a proposta inicial da tese era usar o método Delphi a partir da identificação dos estilos de pensamento de especialistas que formariam um painel com diversas rodadas de proposições e avaliação das mesmas. Inclusive, na fundamentação teórica há uma seção dedicada a explanar sobre a importância e conflitos da abordagem dos estilos de pensamento proposta por Ludwick Fleck.

Ainda assim, as constatações expressas nesse trabalho podem auxiliar no direcionamento de estratégias de intervenção para promover o desenvolvimento sustentável, como o plano de agricultura de baixa emissão de carbono – ABC e o programa de fortalecimento da agricultura familiar – PRONAF, especialmente para aqueles municípios identificados como de alto consumo de água na produção de soja e grande risco futuro de estresse hídrico, além daqueles com alta vulnerabilidade socioeconômica.

O Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura (ABC) visa a implementação de ações para promover tecnologias de produção sustentáveis que agregam valor aos produtos. Práticas como Recuperação de Pastagens Degradadas; Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) e Sistemas Agroflorestais (SAFs); Sistema Plantio Direto (SPD); Fixação Biológica de Nitrogênio (FBN); Florestas Plantadas; Tratamento de Dejetos Animais; Adaptação às Mudanças Climáticas. O Tocantins é um dos estados que mais implementou tecnologias de SPD e FBN na região estudada e isso contribuiu para que sua WF fosse relativamente baixa e seus riscos futuros fossem menores. Contudo, isso reforça a necessidade de promover outras boas práticas para o setor agropecuário, como a agroecologia, a permacultura e a certificação orgânica.

As abordagens que projetam riscos com base em cenários futuros são caracterizadas pela incerteza, uma vez que as tendências podem mudar radicalmente em razão dos acontecimentos políticos e econômicos, bem como, pelo progresso do conhecimento científico. Entretanto, quanto mais longo e detalhado for o olhar para o passado, menor é a incerteza gerada para as projeções futuras. Essa foi outra limitação dessa tese, pois a falta de registros que permitem extrair os dados necessários a modelagem da WF e seus componentes limitou a exploração detalhada e consistente do passado somente a partir de 1999. Os dados anuais de consumo de fertilizantes e de agrotóxicos e diários sobre precipitação e vazão nas bacias hidrográficas são nebulosos no Brasil, marcados pelas inconsistências nas séries históricas. Contudo, ainda que a série histórica analisada seja pequena (20 anos), os coeficientes de determinação das tendências de aumento da área ocupada por essa monocultura, da taxa de aplicação de agrotóxicos e de elevação da WF absoluta foram muito consistentes e sinalizam altíssima probabilidade de ocorrência futura se mudanças estruturais não ocorrerem nos próximos anos.

Acredita-se que o acúmulo de experiências e conhecimento científico têm o poder de mudar a trajetória dos cenários projetados. Parta isso, o diálogo entre os cientistas, movimentos sociais, ONGs, comunidades tradicionais, empresários e tomadores de decisão do poder público é extremamente complexo e fundamental. Contudo, os acontecimentos recentes, ocorridos a partir de escalada política da extrema direita no mundo devido a utilização dos robôs e algoritmos nas redes sociais, colocaram em xeque a capacidade de diálogo que vinha evoluindo lentamente até meados de 2016. No Brasil, isso não foi diferente e a redução do diálogo e dos investimentos na



área ambiental e educacional podem reforçar as tendências negativas decorrentes do desequilíbrio de forças entre o setor de produção comercial e o de proteção ambiental.

Promover abordagens conceituais mais holísticas como a do ecodesenvolvimento ou da resiliência deveria merecer a atenção dos tomadores de decisão do poder público e do mercado. Na literatura econômica há quase consenso de que o crescimento exógeno baseado na produção e comercialização de *commodities*, modelo reforçado no Brasil atual, promove concentração de capital e desindustrialização, além de gerar externalidades negativas na esfera ambiental e socioeconômica. Com isso, há elevação da dependência do mercado externo e internacionalização do capital. Os estudos que compuseram essa tese demonstram claramente esse fenômeno.

## **APÊNDICE A**

**VALIDATING THE MARK-HADGEM2-ES AND MARK-MIROC5 CLIMATE MODELS TO  
SIMULATE RAINFALL IN THE LAST AGRICULTURAL FRONTIER OF THE BRAZILIAN  
NORTH AND NORTH-EAST SAVANNAH**

## **VALIDATING THE MARK-HADGEM2-ES AND MARK-MIROC5 CLIMATE MODELS TO SIMULATE RAINFALL IN THE LAST AGRICULTURAL FRONTIER OF THE BRAZILIAN NORTH AND NORTH-EAST SAVANNAH**

João Francisco Severo Santos<sup>1</sup>, Liliana Pena Naval<sup>2</sup>, Danuza Costa Leite<sup>1</sup> and Fernanda Alves Silva Severo<sup>3</sup>

1. State unit of Tocantins, Brazilian Institute of Geography and Statistics, Palmas, Brazil

2. Post-Graduate Program, Federal University of Tocantins, Palmas, Brazil

3. Post-Graduate Academy, Cotemar Institute, Curitiba, Brazil

**Abstract:** *The MarkSim climate data generator is designed to have global validity in scales of up to five degrees. Thus, the objective of this study was to evaluate the performance of the MarkSim-HadGEM2-ES and MarkSim-MIROC5 models to estimate average rainfall in the last agricultural frontier of the savannah in the north and north-east regions of Brazil. For this purpose, the simulated data were compared with those observed and recorded by the National Institute of Meteorology, being evaluated by statistical measures of correlation, bias and performance. The results revealed high bias and relative error, with unsatisfactory performance in the micro regional and regional scales. Calibration by means of regression improved performance and showed that in order to reproduce the current climate and make reliable projections in these spatial scales possible, there is a need to correct the systemic errors of these models.*

**Key words:** *validation, climate, modelling, savannah, rainfall*

### **1. Introduction**

Over the past few decades, a large number of high-quality studies have been compiled to attest that climate change is unequivocal and can result in high-intensity social impacts in various areas such as energy, health and agriculture, for example. In this sense, perhaps the greatest consequence of the increase in regional and global temperatures is the alteration of the water cycle in several regions of the planet, increasing the frequency and intensity of extreme events such as floods and prolonged droughts [1-3].

The fifth phase of the Coupled Model Intercomparison Project (CMIP) coordinated experiments developed by several institutions for the development of Global Climate Models (GCM). In general, the GCMs have systematic errors and their spatial scales (e.g. 100km per grid) are not adequate to project the behaviour of the local climate. As such, the use of GCMs without proper correction of their errors in regional studies and in the river basin scale is not recommended. It is, therefore, recommended the use of methods that correct these errors (i.e. downscaling, bias correction) [2, 4].

Downscaling is characterized by the application of statistical or dynamic methods to increase the spatial resolution of the climate data set produced by a GCM [5-7]. The Model Output Statistics

(MOS) is one of the statistical methods used to establish relations between data simulated by GCMs and those observed in local meteorological stations. For example, rainfall simulated by GCMs is not credible and represents averages in terms of grid area rather than local values, but may contain information on actual rainfall. Thus, the local predictors can be calibrated from the regression between the observations and the predictors of a GCM so that this model can then be applied to future projections [8].

According to Silva [5], the 3rd order Markov generator, known as MarkSim, has shown good results in performing temporal and spatial downscaling in resolutions of up to  $0.5^\circ$ . Although it was not designed for this purpose, several studies [9-13] used it satisfactorily to estimate precipitation and temperatures aimed at evaluating the potential impacts of climate change on agricultural systems through the simulation of future scenarios.

Ongoing climate change is expected to increase the inter-annual variability of rainfall in many locations and to raise average annual temperatures at the global level in the near future. This phenomenon can have several impacts on plantations and livestock, such as lack or excess of water, outbreaks of pests and diseases, flooding of productive lands, forest fires, among others that threaten the health and well-being of populations [14-17].

The climate in the Brazilian savannah is particularly vulnerable to changes in land use and cover, since the water and temperature cycle is strongly influenced by the characteristics of vegetation [17-20]. Therefore, knowing and projecting the rainfall characteristics of this biome in the northern and north-eastern regions of Brazil becomes fundamental, because, in addition to the socio-economic implications, this information can serve as a subsidy for planning and formulation of public policies aimed at sustainable regional development [21, 22].

In this context, the objective of this study was to assess the performance of simulations generated in the climate models MarkSim-HadGEM2-ES and MarkSim-MIROC5, based on data observed in conventional meteorological stations of the National Meteorological Institute (INMET) located in the micro-regions that make up the last agricultural frontier of the Brazilian savannah in the north and north-east regions.

## 2. Material and Methods

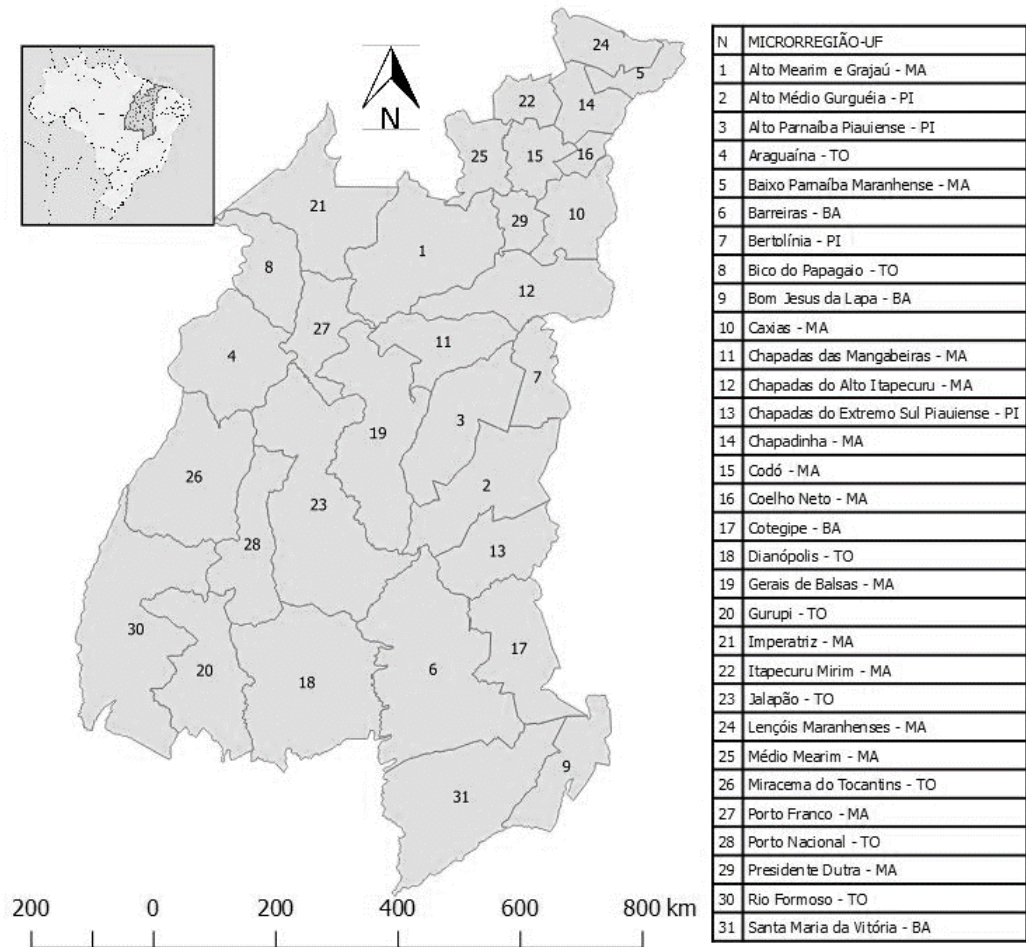
The methodology adopted for this study was the same as that used by Santos *et al.* [2] to evaluate and calibrate estimates of temperatures in this same region.

The study area was composed of 337 municipalities distributed in an area of 73,848,967 hectares (Fig. 1) in 31 micro-regions of states of Tocantins, Maranhão, Piauí and Bahia [23].

The savannah formations are predominantly (63.6%) in the study area, but there are transition formations with different types of flowers (15%) and seasonal forest (10.7%) at the edge of the Amazon biome and Caatinga, to the west and east, respectively [24, 25]. The relief is characterized by large areas of slopes (39%) and depressions (56%), with altitudes ranging from 1 to 1200 m above sea level. In the central extension, the semi-humid tropical climate is dominant and corresponds to about 78% of the territory, being characterized by periods of seven to eight months of scarce precipitation and average air temperature above 18°C in all the months of the year. On the eastern border, the semi-arid climate is characterised by the absence of rainfall for six months and high temperatures all year round. Four large hydrographic regions are contained within these limits, they are: Tocantins-Araguaia, Atlantic-North/Northeast stretch, Parnaíba and São Francisco [24, 25].

The monthly precipitation were extracted from the records of the stations of the National Institute of Meteorology – INMET, available on the institution's website (<http://www.inmet.gov.br/portal/>). Historical records of observations made in 27 meteorological stations in the last ten years were used, referring to the period from January 2009 to December 2018. These records were associated with each micro-region (Fig. 1) which, according to information from the Municipal Agricultural Survey of the Brazilian Institute of Geography and Statistics [26], has experienced an agricultural area growth of over 40% since 2009.

The daily climate data simulation was generated in the MarkSim-GCM, whose detailed description can be found in the studies of Jones and Thornton [27-30]. The MarkSim -GCM was validated and calibrated from 10,000 weather stations worldwide with over 10 years of continuous data, grouped into 702 clusters of precipitation and temperature climates on a monthly scale. The MarkSim has been used efficiently as a temporal and spatial downscaling, with resolutions up to 50 km (<http://gisweb.ciat.cgiar.org/MarkSimGCM/>).



**Fig. 1 Geographic location of the study area and its micro-regions [23].**

Therefore, temporal and special downscaling was used on the coordinates of the INMET stations, with a resolution of approximately 20 km, from the HadGEM2-ES (*Hadley Centre Global Environmental Model 2 – Earth System*) models with resolution data of 1,241°x1,875° [31] and MIROC5 (*Model for Interdisciplinary Research on Climate 5*) produced by the Climate System Research Center of the University of Tokyo, with resolution data of 1,406°x1,406° [32]. Thus, data on precipitation, solar radiation and maximum and minimum temperatures were generated for the period from January 2009 to December 2018.

It should be noted that MarkSim generates climatic data as of January 2010. As there was a need to obtain 2009 simulations, these were generated by regression, considering the data observed as a predictor variable of the simulations.

Descriptive statistics tools (mean, coefficient of variation, Student's t test and Pearson's correlation coefficient) were used in the *Paleontological Statistics Software Package for Education*

and Data Analysis – PAST and used to analyse the results, adopting a significance level of 95% to test the possible inter-annual differences and relationships between the variables obtained and simulated.

To assess the accuracy of climate models, the percentage of bias (Pbias) and mean absolute error (EMA) was used together with Willmott's agreement index [33]. On the other hand, the adapted performance index (C') of the models was evaluated by the product of Pearson's correlation coefficient (r) and Willmott's index (d), as proposed by Camargo and Sentelhas [34].

The calibration of the models was performed through linear regression, where the predictive variable was the simulation generated. To test the independence of the residuals from the regression equation, the statistic of Durbin-Watson (D) was used [35].

The zero value for Pbias (Eq. 1) indicates the absence of bias, while different values indicate overestimation, when negative, and underestimation, when positive [36]. Considering that the observed data present a small margin of error, Pbias between  $\pm 0.5\%$  were considered null.

$$P_{Bias} = 100(\sum Obs_i - Est_i / \sum Obs_i) \quad (1)$$

Where: Est<sub>i</sub> – Estimated value of the variable for point i; Obs<sub>i</sub> – Observed value of the variable for point i.

The EMA measures the magnitude of the weighted average of absolute errors. For Willmott and Matsuura [37], the EMA is a natural and more accurate measure of the mean magnitude of the error as can be seen in Eq. 2.

$$EMA = \frac{1}{n} \sum_{i=0}^n |O_i - E_i| \quad (2)$$

Where: E<sub>i</sub> – Estimated value of the variable for point i; O<sub>i</sub> – Observed value of the variable for the point i; n – Sample size.

The mean absolute percentage error (EMPA) is a precision statistic that prevents the error from being decreased by the sum of values with opposite signs (Eq.3) and can be classified according to Table 1 [38].

$$EMPA = \frac{100}{n} \sum_{i=0}^n \left| \frac{(Obs_i - Est_i)}{Obs_i} \right| \quad (3)$$

Where: Est<sub>i</sub> – Estimated value of the variable for point i; Obs<sub>i</sub> – Observed value of the variable for point i; n – Sample size.

Willmott's index reveals the degree of agreement between observed and simulated measurements, ranging from 0 to 1, where the first value represents the total disagreement and the

second the perfect agreement. Thus, the higher the result of Eq.4, the better the performance of the model.

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Obs_i - Est_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|Est_i - MObs| + |Obs_i - MObs|)^2} \quad (4)$$

Where: Esti – Estimated value of the variable for point i; Obsi – Observed value of the variable for the point i; MObs – Average value of the observed variable n – Sample size.

The performance index - C' (Eq. 5), proposed by Camargo and Sentelhas (1997), combines measures of precision and accuracy. In this sense, the precision measure was given by the well-known Pearson's linear correlation coefficient (R), which measures the degree of dispersion and direction of the dynamics of one variable in relation to another. The accuracy was represented by the Willmott's index, since it measures the degree of compliance between the estimated and observed data.

$$C' = d \times R \quad (5)$$

Table 1 presents a summarized and harmonized classification of the evaluation proposals by Van Liew et al. (2007), Lewis (1997) and Camargo and Sentelhas (1997) for the percentage of bias, mean absolute percentage error and performance index, respectively.

**Table 1 Proposed classification for performance indicators.**

Pbias <sup>1</sup>	(C' and d) <sup>2</sup>	EMPA <sup>3</sup>	Classification
<10%	> 0,75	< 10%	Very Good
10% - 14%	0,75 - 0,64	10% - 19%	Good
15% - 24%	0,65 - 0,60	20% - 29%	Satisfactory
≥25%	< 0,60	≥30%	Unsatisfactory

<sup>1</sup>[36]; <sup>2</sup>[34]; <sup>3</sup>[38]



### 3. Results and discussion

The behaviour of mean rainfall observed monthly in the region and those simulated by the MarkSim-HadGEM2-ES and MarkSim-MIROC5 models is shown in Fig. 2. It can be seen that the simulations convincingly reflect the seasonality of the region [22, 39]. In this sense, the simulations of the dry months (May to October) were characterized by a high level of reliability. However, both models were marked by strong biases of overestimation during the rainy months (October to April).

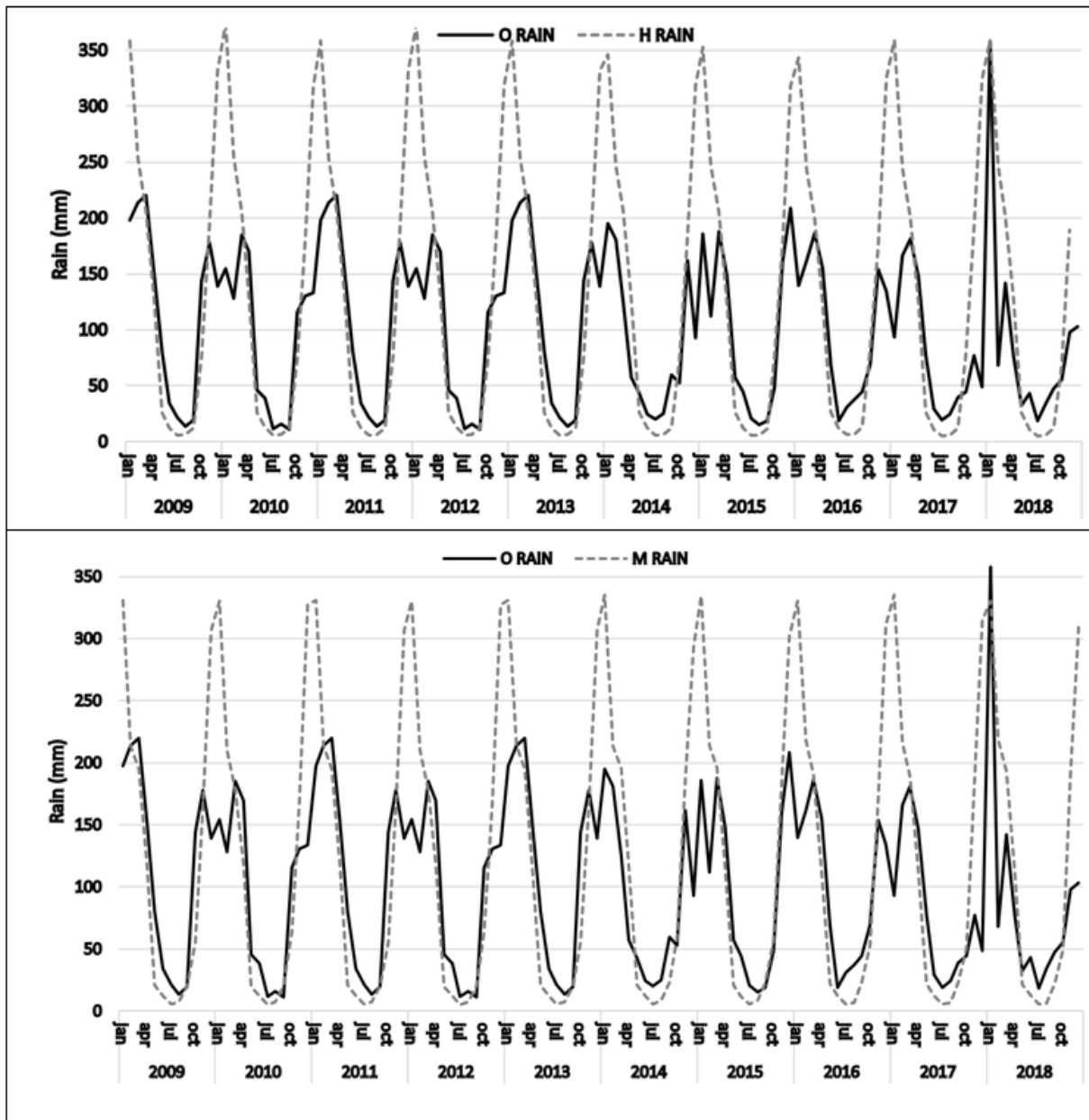


Fig. 2 Monthly averages of observed (O RAIN) and simulated rainfall by the MarkSim-HadGEM2-ES (H RAIN) and MarkSim-MIROC5 (M RAIN) models.

It was found that the MarkSim-HadGEM2-ES and MarkSim-MIROC5 models reproduce the same pattern of error, with small differences, with the rainy season being well reproduced only at the end of 2017 and beginning of 2018. The MarkSim simulator was designed to dispense the need for local calibration, having global validity [30]. However, the results presented in Fig. 2 reveal the need to calibrate the model for the region that configures the territorial delimitation of this study.

The rainy months correspond to the period of planting and development of crops, where the soil of large areas is covered and there is an accentuated humidity in the air due to the large vegetation coverage and, consequently, abundant evapotranspiration [18, 22, 39-41].

MarkSim's pronounced tendency to overestimate rainfall in the rainy months of the region by running HadGEM2-ES and MIROC5 GCMs ends up being reflected in the monthly average projection. Accordingly, the descriptive statistics (Table 2) of the simulated and observed data reveal that the models simulate measures of central tendency and inter-annual variability very similar to each other, but higher than those observed, so that significant differences between the variables were detected at the minimum level of  $p \leq 0,05$  in the student's t test, in this time scale.

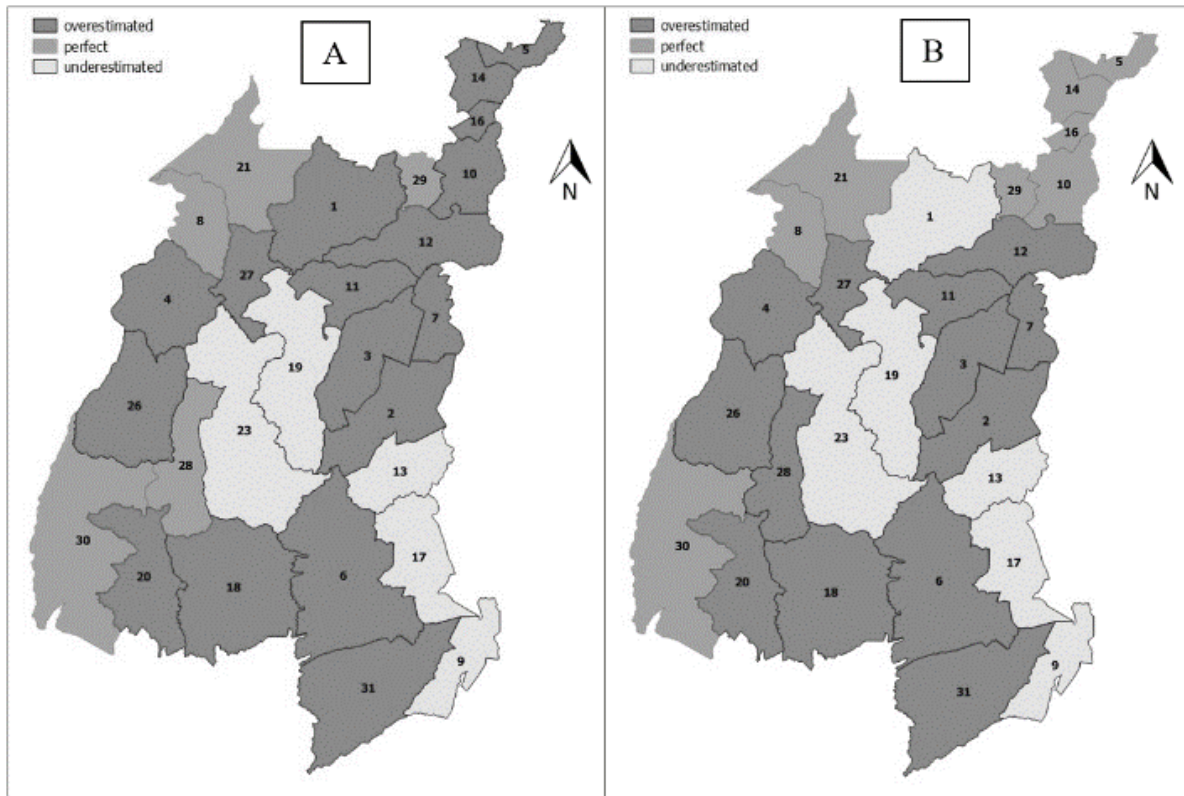
**Table 2 – Descriptive statistics of the studied period.**

Indicators	MIROC5	HadGEM2	Observed
Average (mm)*	131,8 <sup>a</sup>	122,1 <sup>a</sup>	95,5 <sup>b</sup>
SD (mm)	115,3	123,8	69,1
CV (%)	94,4	93,9	72,4

\* Distinct letters represent significant differences ( $p \leq 0,05$ )

There is also a high intra- and inter-annual variability of rainfall in this region, which, according to Strassburg *et al.* [17], represents an indication of greater vulnerability to environmental changes, since the functioning of almost all ecosystem services is adapted to the patterns of spatial and temporal distribution of rainfall, as well as to the amplitude of its intensity.

The spatial bias of the models, in relation to the monthly average rainfall, on the scale of homogeneous micro-regions that presented agricultural expansion in the last ten years, can be observed in Fig. 3. Therefore, it was possible to verify that the models provided overestimated data for most, but not all, micro-regions. In some micro-regions there is underestimation of rainfall and in others the simulations precisely reproduce the intra-annual rainfall regime.



**Fig. 3** Bias of monthly median precipitation simulated in MarkSim-MIROC5 (A) and MarkSim-HadGEM2-ES (B) models between 2009 and 2018.

A simple comparison between the models showed the superiority of the MarkSim-HadGEM2-ES, since it did not show bias in eight micro-regions (Fig. 3B) while MarkSim-MIROC5 was successful in only five (Fig. 3A). Other five micro-regions had their rainfall underestimated in both models, being two central ones where savannahs predominate and three in the eastern border, in the transition from the Cerrado to the Semi-arid. It is also noted that the absence of bias ( $P_{bias} < 10\%$ ) is concentrated in the transitional micro-regions between the Cerrado and Amazon biomes [42].

The values of the statistical indicators obtained for each model are shown in Table 3 and reveal that, on a regional scale, they are similar in relation to precision ( $d$ ), determination ( $r^2$ ) and the percentage of average error (EMPA), most of which are classified as unsatisfactory. However, they present significant differences in relation to the bias ( $P_{bias}$ ), both being classified as unsatisfactory for this indicator [36], as well as for the performance indicator [34]. Both models overestimate precipitation in most micro-regions, although they are considered good by Willmott's classification [33]. Thus, MarkSim-MIROC5 presents lower bias and confirms the findings of Sales *et al.* [43].

However, Torres [44] also found many uncertainties in the validation of climate models, even with dynamic downscaling techniques.

**Table 3 – Model performance indicators in relation to the territorial delineation of the study.**

Indicators	MIROC5	HadGEM2	Performance
(d) <sup>1</sup>	0,731	0,729	Good
EMPA	73,41	66,54	Unsatisfactory
(r) <sup>2</sup>	0,581	0,566	Good
Pbias*	-38,79	-27,26	Unsatisfactory
(C')	0,581	0,592	Unsatisfactory

<sup>1</sup>[47]; <sup>2</sup>[35]; \*significant ( $p \leq 0,05$ )

Table 4 shows that the percentage of bias was "unsatisfactory" in 13 micro-regions for each model used (MarkSim-HadGEM2-ES and MarkSim-MIROC5). However, it was found that in 15 micro-regions of Agricultural expansion, the bias of MarkSim-HadGEM2-ES is greater than that of MarkSim-MIROC5.

The average absolute error of HadGEM2-ES was higher than that of MarkSim-MIROC5 in 19 of these micro-regions. In the others, the difference in errors between the two models was irrelevant. The same occurred with the Willmott index [33], and the lowest values were located in micro-regions 02, 27 and 30.

Average errors above 70 mm, in at least one of the models, were found in 80.7% of the micro-regions. It is noteworthy that, even considering the high variability ( $CV > 70\%$ ) of the inter-annual rainfall averages observed in the study area (Table 2) by other authors [42, 45], errors of this magnitude can be considered substantial, even though the agreement of the behaviour of the variables is high ( $d > 0.70$ ), because they represent approximately 73% of the monthly mean value observed in the region.

The models were adjusted by testing multiple regression methods, with the linear being the one that obtained the best performance in correcting the cyclic regime of oscillations in the temperature of the region. This occurred due to the behaviour pattern of the temporal series errors (Fig. 2). Thus, the adjustment increased its coefficient of agreement to 0.86 and 0.87 for the models MarkSim-HadGEM2-ES and MarkSim-MIROC5, respectively. The adjustment coefficients generated for each model are expressed in equations 6 and 7.

**Table 4 – Model performance indicators in each micro-region of agricultural expansion.**

ID	(d)		EMA (mm)		Pbias (%)	
	Had	Miroc	Had	Miroc	Had	Miroc
1	0,83	0,81	60,18	68,08	33,00	-39,84
2	0,29	0,26	83,15	87,35	-23,54	-24,19
3	0,56	0,61	139,99	140,34	18,69	18,12
4	0,89	0,88	73,93	86,58	19,40	12,34
5	0,87	0,87	81,12	76,98	-5,06	-31,82
6	0,79	0,78	71,61	70,32	-61,70	-49,31
7	0,68	0,67	85,10	89,66	-106,0	-112,8
8	0,87	0,88	64,12	59,48	-6,99	-8,88
9	0,81	0,80	62,10	55,94	45,61	18,00
10	0,85	0,87	81,59	72,86	-4,47	-22,59
11	0,56	0,61	139,99	140,34	18,69	18,12
12	0,80	0,80	67,15	70,57	-28,30	-38,17
13	0,69	0,73	67,89	53,23	90,56	49,31
14	0,87	0,87	81,12	76,98	-5,06	-31,82
16	0,87	0,87	81,12	76,98	-5,06	-31,82
17	0,80	0,81	63,82	62,90	42,73	22,42
18	0,38	0,41	150,41	126,97	-48,93	-37,55
19	0,51	0,46	127,79	123,40	25,92	26,69
20	0,87	0,85	83,13	76,36	-57,19	-37,10
21	0,87	0,88	64,12	59,48	-6,99	-8,88
23	0,87	0,90	82,56	72,87	16,47	28,21
26	0,89	0,89	82,25	88,40	-26,53	-18,59
27	0,45	0,43	192,65	188,05	-14,65	-12,16
28	0,86	0,89	94,63	75,33	-34,06	-7,18
29	0,86	0,86	94,15	92,92	-8,51	-6,46
30	0,38	0,41	150,41	126,97	-8,93	-7,55
31	0,64	0,60	86,73	71,33	-71,23	-28,52

H adjust = 39,45157+ 0,425261X(6)

M adjust = 40,43452+0,451072X (7)

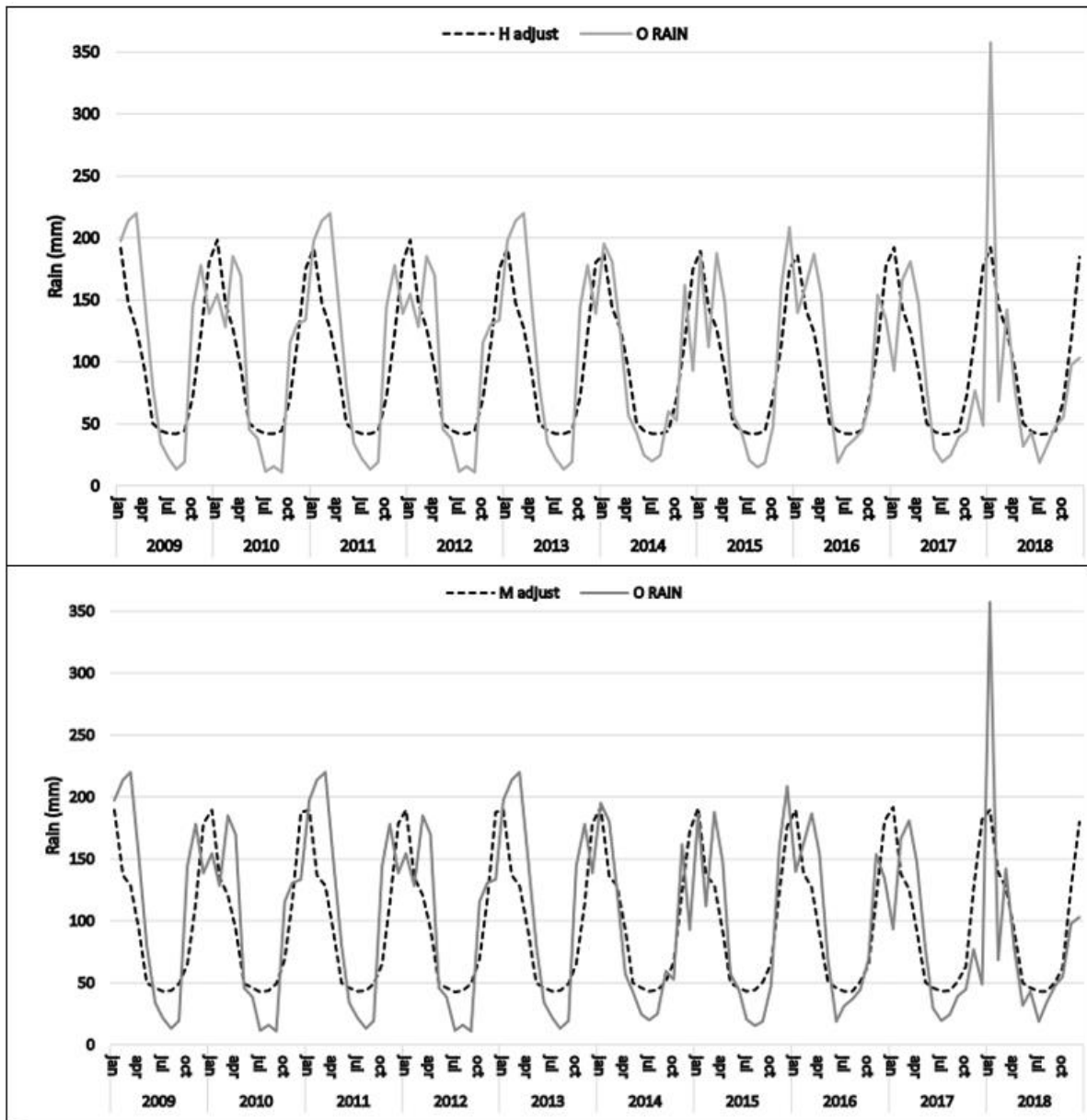
Where: X – Estimated Gross Value by Template.

The calibration generated an increase in agreement between the simulations and the observed data (Table 5 and Fig. 4), which increased the performance level of the model and provided better temporal adjustments in seasonal oscillations.

**Table 5 – Performance indicators in relation to the territorial delimitation of the study after the adjustment**

<i>Indicators</i>	<b>MIROC5</b>	<b>HadGEM2</b>	<b>Performance</b>
(d) <sup>1</sup>	0,851	0,845	Very Good
EMPA*	20,82	26,73	Satisfactory
(r) <sup>2</sup>	0,580	0,566	Good
Pbias*	-1,935	-9,667	Very Good
(C')	0,649	0,636	Satisfactory

<sup>1</sup>[46]; <sup>2</sup>[35]; \*(p≤0,05)



**Fig. 4 – Monthly averages of observed rainfall (O RAIN) and simulated by the adjusted models HadGEM2-ES (H adjust) and MIROC5 (M adjust).**

Durbin-Watson's statistics resulted in values of 5.08 and 4.89 for the residuals of the calibration equations of the Mark-HadGEM2-ES and Mark-MIROC5 models, respectively. Thus, there is significant confidence ( $p \leq 0,05$ ) that the residues do not present autocorrelation and that, therefore, the calibration equations are adequate [35].

## 5. Conclusions

Although both models reproduce well the seasonality of intra-annual precipitation, they present a high degree of overestimation in the rainy months and, despite presenting satisfactory levels of agreement in most micro regions, the bias was higher than 25% on a regional scale and varied from 5 to 112% on a micro-regional scale, being classified as "unsatisfactory" in most of the micro-regions analysed. The models have opposite biases in several micro-regions located at the northern limit of the study area, and in the regional scale the MarkSim-MIROC5 tends to have a lower overestimation.

The large biases of many micro-regions and in the region, determined a weak correlation between the data simulated by both models in relation to the observed data. This affected their performance coefficients, which were classified as unsatisfactory in all spatial scales analysed. This is reinforced by the values presented in the absolute average error, since the great variability of intra- and inter-annual precipitations determined errors greater than 70 mm in several of them. Therefore, the percentage of regional average error above 65% reinforces the unsatisfactory performance of the unadjusted models.

In this context, this study shows that the data generated in the climate models MarkSim-HadGEM2-ES and MarkSim-MIROC5 require correction of systematic errors prior to their use in regional projections aiming at multiple objectives, especially in the planning of public policies that require greater accuracy on the quantity and spatial and temporal distribution of rainfall.

## References

- [1] Maurer, E. P., and Pierce, D. W. 2014. "Bias correction can modify climate model simulated precipitation changes without adverse effect on the ensemble mean". *Hydrology and Earth System Sciences* 18 (3).
- [1] Santos, J. F. S., Silva, F. A., Leite, D., Barbacena, D. and Naval, L. P. 2019. "Evaluation of the Mark-HadGEM2-ES and Mark-MIROC5 models to Simulate mean Temperatures in the last Agricultural Frontier of the Brazilian Savanna". *International Journal of Advanced Engineering Research and Science*, 6 (3): 63-72.
- [2] Nkhonjera, G. K. 2017. "Understanding the impact of climate change on the dwindling water resources of South Africa, focusing mainly on Olifants River basin: A review". *Environmental Science & Policy* 71: 19-29.
- [3] Silva, R. A. 2018. "Impacto das mudanças climáticas sobre a produtividade e Pegada hídrica da soja cultivada na região do MATOPIBA." Ph.D thesis, Universidade Federal de Campina Grande. (in portuguese)
- [4] Lyra, A. A., Tavares, P., Chou, S. C., Sueiro, G., Dereczynski, C., Sondermann, M., Silva, A., Marengo, J., and Giarolla, A. 2017. "Climate change projections over three metropolitan regions in Southeast Brazil using the non-hydrostatic Eta regional climate model at 5-km resolution." *Theoretical and Applied Climatology* 137: 11-22.
- [5] Chou, S. C., Marengo, J.A., Lyra, A. A., Sueiro, G., Pesquero, J. F., Alves, L. M., Kay, G., Betts, R., Chagas, D. J., Gomes, J. L., and Bustamante, P. T. 2012. "Downscaling of South America present climate driven by 4-member HadCM3 runs." *Climate Dynamics* 38 (3-4): 635-653.
- [6] Hartkamp, A. D., White, J. W., and Hoogenboom, G. 2003. "Comparison of three weather generators for crop modeling: a case study for subtropical environments." *Agricultural Systems, Essex* 76: 539–560.
- [7] Maraun, D., Shepherd, T. G., Widmann, M., Zappa, G., Walton, D., Gutiérrez, J. M., Hagemann, S., Richter, I., Soares, P. M. M., Hall, A., and Mearns, L. O. 2017. "Towards processinformed bias correction of climate change simulations". *Nature Climate Change* 7(11): 764–773.
- [8] Bitew, A. M. 2015. "Strategies to adapt to climate change in the Central Rift Valley of Ethiopia: landscape impact assessment for on-farm adaptation". Ph.D thesis, Wageningen University.
- [9] Oliveira, L. A. 2015. "Manejo da irrigação no cultivo da cana-de-açúcar e milho sob cenários futuros: aplicação dos modelos DSSAT/CANEGRO e CERES-MAIZE." Masters thesis, Universidade de São Paulo. (in portuguese)
- [10] Tongson, E. E., Alejo, L. A., and Balderama, O. F. 2017. "Simulating impacts of El Niño and climate change on corn yield in Isabela, Philippines." *Climate, Disaster and Development Journal* 2: 29-39.
- [11] Habtemariam, L. T, Kassa, G. A, and Gandorfer, M. 2017. "Impact of climate change on



- farms in smallholder farming systems: Yield impacts, economic implications and distributional effects.” *Agricultural Systems* 152: 58-56.
- [12]Crick, F., Eskander, S., Fankhauser, S. and Diop, M. 2018. “How do African SMEs respond to climate risks? Evidence from Kenya and Senegal.” *World Development* 108: 157–168.
- [13]Hsiang, S. M., and Burke, M. 2014. “Climate, Conflict, And Social Stability: What Does The Evidence Say?” *Climatic Change* 123: 39–55.
- [14]IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2014. “WGII AR5: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability: Summary for Policymakers”.
- [15]Marengo, J. A., Nobre, C. A., Chou, S. C., Tomasella, J., Sampaio, G., Alves, L. M., Obregón, G. O., Soares, W. R., Betts, R., and Kay, G. 2011. “Riscos das mudanças climáticas no Brasil: análise conjunta Brasil-Reino Unido sobre os impactos das mudanças climáticas e do desmatamento na Amazônia.” Accessed January 15, 2019. <http://www.ccst.inpe.br>. (in portuguese)
- [16]Strassburg, B. B. N, Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A. E, Oliveira Filho, F. J. B, Scaramuzza, C.A.M, Scarano, F. R, Soares-Filho, B., and Balmford, A. 2017. “Moment of truth for the Cerrado hotspot.” *Nature Ecology & Evolution* 1 (99): 1-3.
- [17]Ayala, L. M., Van Eupen, M., Zhang, G., Pérez-Soba, M., Martorano, L. G., Lisboa, L. S., and Beltrao, N. E. 2016. “Impact of agricultural expansion on water footprint in the Amazon under climate change scenarios.” *Science of the Total Environment* 570: 1159–1173.
- [18]Reichardt, K., and Timm, L. C. 2016. *Água e sustentabilidade no sistema solo-planta-atmosfera*. São Paulo: Manole. (in portuguese)
- [19]Spera, S. A., Galford, G. L., Coe, M. T., Macedo, M. N., and Mustard, J. F. 2016. “Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier.” *Glob Change Biol* 22: 3405-3413.
- [20]Balduino, A. R., Santos, M. G., Souza, L. B., Lima, D. P., and Carvalho, A.P. 2018. “Hydric balance and climatic classification of the city of Porto Nacional, state of Tocantins, inserted in the Legal Amazon, Brazil.” *International Journal of Advanced Engineering Research and Science* 5: 259-263.
- [21]Lahsen, M., Bustamante, M. M. C., and Dalla-Nora, E. L. 2016. Undervaluing and Overexploiting the Brazilian Cerrado at Our Peril. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 58 (6): 4-15.
- [22]Miranda, E. E., Magalhães, L. A., and Carvalho, C. A. 2014. “Proposta de Delimitação Territorial do MATOPIBA.” Accessed december 03, 2017. [https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT1\\_DelimitacaoMATOPIBA.pdf](https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT1_DelimitacaoMATOPIBA.pdf). (in portuguese)
- [23]Magalhães, L.A., and Miranda, E.E. de. A. de. 2014. “MATOPIBA: Quadro Natural.” Accessed march 07, 2017. [https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT5\\_MATOPIBA\\_Quadro\\_Natural.pdf](https://www.embrapa.br/gite/publicacoes/NT5_MATOPIBA_Quadro_Natural.pdf).(in portuguese)
- [24]Mingnoti, R., Brasco, M. A., Holler, W. A., Lovis Filho, E., Spadotto, C. A. 2014.

- “MATOPIBA: Caracterização das áreas com grande produção de culturas anuais.” Accessed april 07, 2017. <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/991059/MATOPIBA-caracterizacao-das-areas-com-grande-producao-de-culturas-anuais>. (in portuguese)
- [25] Pesquisa Agrícola Municipal. 2018. “Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.” 2018. Centro de Disseminação de Informações, IBGE. (in portuguese)
- [26] Jones, P. G., and Thornton, P. K. 1993. “A rainfall generator for agricultural applications in the tropics.” *Agric For Meteorol* 63: 1–19.
- [27] Jones, P. G., and Thornton, P. K. 1997. “Spatial and temporal variability of rainfall related to a third- order Markov model.” *Agric For Meteorol* 86: 127–138.
- [28] Jones, P. G., and Thornton P. K. 2000. “MarkSim: software to generate daily weather data for Latin America and Africa.” *Agron J* 92: 445–453.
- [29] Jones, P. G., and Thornton, P. K. 2013. “Generating downscaled weather data from a suite of climate models for agricultural modeling applications.” *Agr Syst* 114: 1-5.
- [30] Jones, C. D., Hughes, J. K., Bellouin, N., Hardiman, S. C., Knight, J., Liddicoat, S., O’Connor, F. M., Andres, R. J., Bell, C., Boo, K.-O, Bozzo, A., Butchart, N., Cadule, P., Corbin, K. D., Doutriaux-Boucher, M., Friedlingstein, P., Gornall, J., Gray, L., Halloran, P. R., Hurtt, G., Ingram, W. J., Lamarque, J. F., Law, R. M., Meinshausen, M., Osprey, S., Palin, E.J., Parsons Chini, L., Raddatz, T., Sanderson, M. G., Sellar, A. A., Schurer, A., Valdes, P., Wood, N., Woodward, S., Yoshioka, M., Zerroukat, M. 2011. “The HadGEM2-ES implementation of CMIP5 centennial simulations”. *Geosci. Model Dev.* 4: 543-570.
- [31] Watanabe, M., Suzuki, T., O’ishi, R., Komuro, Y., Watanabe, S., Emori, S., Toshihiko, T., Chikira, M., Ogura, T., Sekiguchi, M., Takata, K., Yamazaki, D., Yokohata, T., Nozawa, T., Hasumi, H., Tatebe, H., and Kimoto, M. 2010. “Improved climate simulation by MIROC5: mean states, variability, and climate sensitivity.” *Journal of Climate* 23 (23): 6312–6335.
- [32] Willmott, C. J., Robeson, S. M., and Matsuura, K. 2012. “Short communication: A refined index of model performance.” *International Journal of Climatology* 32: 2088-2094.
- [33] Camargo, A. P., and Sentelhas, P. C. 1997. “Avaliação do desempenho de diferentes métodos de estimativas da evapotranspiração potencial no Estado de São Paulo, Brasil.” *Revista Brasileira de Agrometeorologia* 5 (1): 89-97. (in portuguese)
- [34] Levine, D. M., Stephan, D. F, Krehbiel, T. C, and Berenson, M. L. 2008. *Estatística – teoria e aplicações*. Livros técnicos e Científicos. Rio de Janeiro. (in portuguese)
- [35] Van Liew, M. W., Vieth, T. L., Bosch, D. D., and Arnold, J. G. 2007. “Suitability of SWAT for the Conservation effects assessment project: Comparison on USDA-agricultural research service watersheds.” *Journal of Hydrologic Engineering* 12 (2): 173-189.
- [36] Willmott, C. J., and Matsuura, K. 2005. “Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance.” *Climate Research* 30: 79–82.
- [37] Lewis, C. D. 1997. “Demand Forecasting and Inventory Control. A computer aided learning

- approach”. Cambridge: Woodhead Publishing Ltd.
- [38]Curado, L., Nogueira, J., Sanches, L., Rodrigues, T., Lobo, F., and Bíudes, M. 2014. “Inter Seasonality of the Energy Fluxes in Brazilian Savana-Mato Grosso-Brazil.” *Atmospheric and Climate Sciences*, 4: 219-230.
- [39]IMAFLOA (Instituto De Manejo e Certificação Florestal e Agrícola). 2018. “Evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil (1990-2016): setor de mudanças de uso da terra.” Observatório do Clima. São Paulo. (in portuguese)
- [40]Da Silva, E. B. 2013. A dinâmica socioespacial e as mudanças na cobertura e uso da terra no bioma Cerrado. Ph.D thesis, Universidade Federal de Goiás. (in portuguese)
- [41]IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2012. “Mapa de Biomas do Brasil e o Mapa de Vegetação do Brasil”. IBGE. Rio de Janeiro. (in portuguese)
- [42]Batlle-Bayer, L., Batjes, N. H., and Bindraban, P. S. 2010. “Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in Brazilian Cerrado. Agric. Ecosyst.” *Environ.* 137: 47–58.
- [43]Sales, D. C., Costa, A. A., Silva, E. M., Silva, E. M.da, Vasconcelos Júnior, F. C., Cavalcante, A. de M. B., Medeiros, S. S., Marin, A. M. P., Guimarães, S. O., Araújo Júnior, L. M.de, Pereira, J. M. R. 2015. “Projeções de mudanças na precipitação e temperatura no Nordeste Brasileiro utilizando a técnica de downscaling dinâmico.” *Revista Brasileira de Meteorologia* 30 (4): 435-456. (in portuguese)
- [44]Torres, R. R. 2014. “Análise de incertezas em projeções de mudanças climáticas na América do Sul.” Doctorate thesis, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos. (in portuguese)
- [45]INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2013. “Projeto TerraClass: Cerrado.” Accessed april 07, 2017. <http://www.dpi.inpe.br/tcCerrado/>. (in portuguese)
- [46]Stork, L., Garcia, D. C., Lopes, S. J., Estefanel, V. 2016. Experimentação vegetal. Santa Maria: UFSM. (in portuguese)

**APÊNDICE B**

**EVALUATION OF HADGEM2-ES AND MIROC5 MODELS TO SIMULATE AVERAGE  
TEMPERATURES IN THE LAST AGRICULTURAL FRONTIER OF THE BRAZILIAN  
SAVANNAH**

## EVALUATION OF HADGEM2-ES AND MIROC5 MODELS TO SIMULATE AVERAGE TEMPERATURES IN THE LAST AGRICULTURAL FRONTIER OF THE BRAZILIAN SAVANNAH\*

João Francisco S. Santos<sup>1</sup>, Fernanda Alves Silva<sup>1</sup>, Danuza Costa Leite<sup>1</sup>, Danilo Ribeiro Barbacena<sup>1</sup>, Liliana Pena Naval<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Unidade Estadual do Tocantins, Palmas, Brasil

Email: joao.s.santos@ibge.gov.br

<sup>2</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente, Universidade Federal do Tocantins, Brasil

Email: [liliana@mail.uft.edu.br](mailto:liliana@mail.uft.edu.br)

**Abstract:** *The climate models adopted by the Intergovernmental Panel on Climate Change are capable of reproducing the current climate well on a continental scale, but need to be validated on a smaller scale. The objective of this study was to evaluate the performance of the regional models MarkSim-HadGEM2-ES and MarkSim-MIROC5 to estimate average temperatures in the last frontier of agricultural expansion of the Brazilian savannah. For this purpose, the data generated by the models were compared with those recorded by the National Institute of Meteorology and evaluated by statistical measures of correlation, bias and performance. The results revealed low bias and very good agreement, but high relative error and unsatisfactory performance in micro-regional and regional scales. Thus, the data generated by these models need correction to reproduce the current climate and enable reliable projections on these spatial scales.*

**Keywords:** *evaluation, climate, modelling, savannah, temperature.*

### I. INTRODUCTION

The processes of climate change are part of the natural dynamics of the climate on the planet. However, the compilation of scientific studies conducted by the Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC (2014) attests to a probability above 95% that these changes are being accelerated and intensified by the increased concentration of greenhouse gases – GHGs coming mainly from the burning of fossil fuels and changes in land use and coverage to meet the growing needs of civilizations (Nkhonjera, 2017; Hsiang; Burke, 2014; IPCC, 2014; Marengo et al., 2011).

According to Broecker (2017), GHGs have increased their concentrations in the Earth's atmosphere to unprecedented levels since the beginning of the 20th century and, as a result, global warming has become unequivocal, affecting the evapotranspiration and precipitation system. In this sense, several researchers (O'Neill et al., 2017; Lesnikowski et al., 2015; Hsiang; Burke, 2014; IPCC, 2014; Huang et al., 2012; Marengo et al., 2012) state that the increase in average annual temperatures, at a global level, will increase the monthly and interannual variability of rainfall in

---

\* SANTOS, J. F. S. et al. Evaluation of the Mark-HadGEM2-ES and Mark-MIROC5 models to Simulate mean Temperatures in the last Agricultural Frontier of the Brazilian Savanna. **Intern.**

**Jour. of Adv. Eng. Res. and Sci.**, v. 6, n. 3, p. 63-72, 2019. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.22161/ijaers.6.3.9>

many locations and these events, in turn, may generate various impacts on plantations and livestock, such as lack or excess of water, outbreaks of pests and diseases, flooding of productive lands, forest fires, among others that threaten the health and well-being of populations.

Climate change predictions are the result of scientific understanding of the interrelationships between the physical, chemical and biological processes that govern the functioning of the atmosphere, the oceans and the Earth's surface (Steinke, 2012; Riahi et al., 2011). This knowledge is used to create global climate models that estimate the future behaviour of rainfall, temperature, pressure, cloud cover, humidity and a series of other climate variables for a day, a month or a year (Riahi et al., 2011; Thomson et al., 2011). Currently, there are numerous climate models that integrate information on demographic and socio-economic trends in different temporal and spatial scales, but only seventeen of them were used in studies selected by phase five of the intercomparing of coupled models project – CMIP5 (Mach et al., 2016; IPCC, 2014). These models are considered the most reliable according to a set of criteria that include the effectiveness to reproduce the past and current climate within a given region, because if a model can perform simulations that are very similar to the known data, there is greater confidence that this model can project the future climate (Lewis, 2014; Moss, 2010). Therefore, the Global Climate Models – GCMs adopted by the IPCC (2014) are those that have demonstrated convincing ability to reproduce observed characteristics of the current climate and its changes in the past.

The GCMs provide reliable quantitative estimates of future climate change, particularly at continental scales in the order of 300 x 300 km (IPCC, 2014). However, the use of GCMs is limited in projecting climate change at the regional and sub-regional levels because significant differences in climate occur at a scale below the resolution of the GCMs. So, to expand the spatial resolution of the set of climate data produced by a GCM it is necessary to convert and validate them through downscaling methods (Silva, 2018; Lyra et al., 2017; Chou et al., 2012).

Feng et al. (2015) analysed ten models of the CMIP5 and demonstrated that none of them alone can capture long-term trends. This is due to a failure to simulate the difference between the

interhemispheric sea surface temperature. Therefore, it is important to analyse the interannual variability of the simulations of the annual averages of the interesting variables in order to validate them through downscaling methods.

The need to validate the data generated in the downscaling process of a given GCM, through comparison with the data observed in different parts of the globe, makes it essential to select a period representative of local time to calculate a Climate Normal of interest (IPCC, 2013). A Climatic Normal (NC) is defined by the World Meteorological Organization (WMO, 2011) as the average of the atmospheric variables recorded in 30-year periods, starting on the first day of January of the years ending with digit one. For example, the average rainfall of a region in the period from January 1<sup>st</sup>, 1981 to December 31<sup>st</sup>, 2010 is an NC. However, the scarcity of meteorological records with such long historical series is a common problem in numerous regions of the planet. Therefore, the WMO (2011) recommends the adoption of the Provisional Climatological Normal (NCP) that should be calculated from periods of ten years of observations recorded data following the other criteria of the NC.

Among the models evaluated in CMIP5, MIROC5 (*Model for Interdisciplinary Research on Climate 5*) and HadGEM2-ES (*Hadley Centre Global Environmental Model 2 – Earth System*) are the ones that obtained the best results in simulating the present and past climate of South America (Lyra et al., 2017; Chou et al., 2012; Jones et al., 2011; Watanabe et al., 2011).

In the Brazilian savannah, the water cycle and temperatures are strongly influenced by vegetation characteristics (Strassburg et al., 2017), so it is highly vulnerable to global climate change. Therefore, the rapid expansion of natural areas converted into pastures and plantations can accelerate local climate change processes (Ayala et al., 2016; Imaflora, 2018).

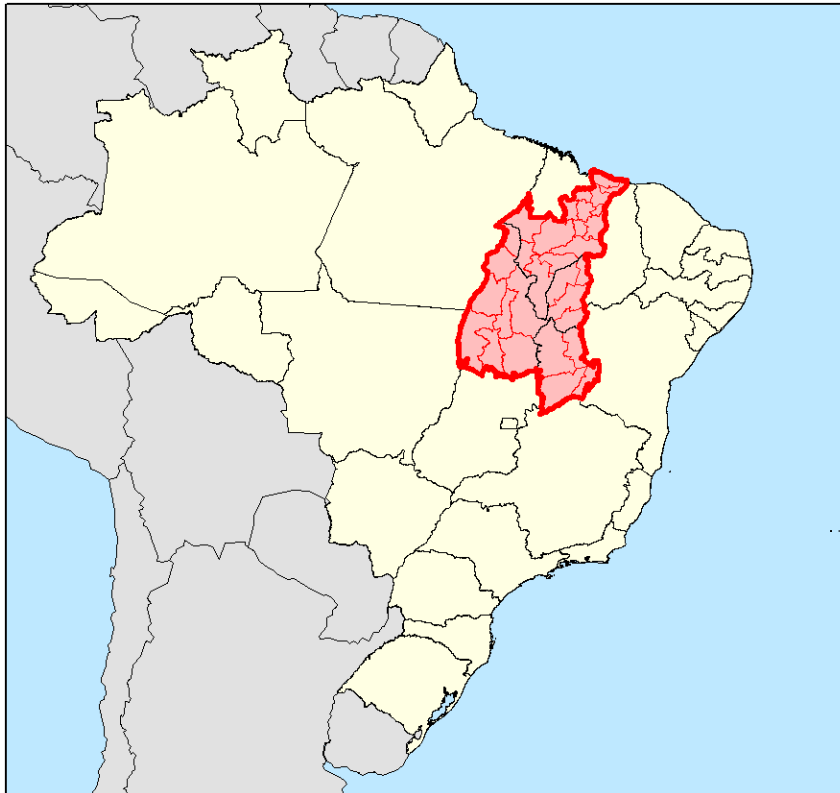
The strategic importance of this biome for the preservation of the country's water resources is undeniable, since it absorbs and flows into it the waters that supply three important aquifers and six large Brazilian hydrographic basins, including the Amazon and the Tocantins. Additionally, this biome hosts large ecologically sensitive areas due to the great biodiversity of fauna and flora, with

hundreds of endemic species and a mosaic of soils vulnerable to erosion and acidification processes (Strassburg et al., 2017; PBMC, 2014; Da Silva, 2013).

In this context, the objective of this study was to evaluate the performance of the simulations generated in the regional climate models MarkSim-HadGEM2-ES and MarkSim-MIROC5, based on data observed in conventional INMET weather stations located in the micro-regions that make up the last frontier of agricultural expansion of the Brazilian savannah.

## II. MATERIAL AND METHODS

The territorial delimitation followed the proposal of Miranda et al. (2014) and was composed of 31 micro-regions of four federal units (UF) in Brazil, which encompass 139 municipalities in Tocantins, 135 in Maranhão, 33 in Piauí and 30 in Bahia distributed in an area of 73,848,967 hectares (Figure 1).



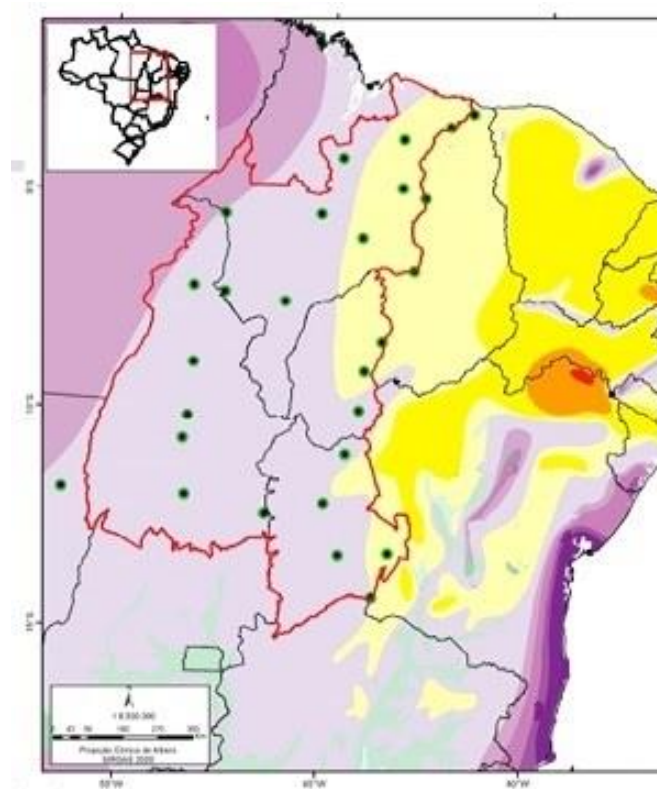
*Fig. 1: Location of the study area.*

This territory is composed predominantly of savannah formations (63.6%), but also presents transition areas between different types of flowers (15%) and seasonal forest (10.7%) on the



borders with the Amazon biome and Caatinga to the west and east, respectively. The relief is characterized by large areas of slopes (39%) and depressions (56%), with altitudes ranging from 1 to 1200m above sea level. In the central extension, the semi-humid tropical climate is dominant and corresponds to about 78% of the territory, being characterized by periods of seven to eight months of scarce precipitation and average air temperature above 18°C in all the months of the year. On the eastern border, the semi-arid climate is characterised by the absence of rainfall for six months and high temperatures all year round. Four large hydrographic regions are contained within these limits, they are: Tocantins-Araguaia, Atlantic-North/Northeast stretch, Parnaíba and São Francisco (Magalhães et al., 2014; Mingonti et al., 2014).

The monthly averages of maximum, minimum and average temperatures were extracted from the records of the stations of the National Institute of Meteorology – INMET, available on the institution's website (<http://www.inmet.gov.br/portal/>).



*Fig. 2: Location of the 27 weather stations.*

Historical records of observations made in 2 meteorological stations in the last ten years were used, referring to the period from January 2010 to December 2018. These records were associated with

each micro-region (Table 1) which, according to information from the Municipal Agricultural Survey of the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE, 2018), has experienced an agricultural area growth of over 40% since 2009.

The daily climate data simulation was generated in the MarkSim-GCM. The MarkSim is a 3rd order Markov generator designed to estimate precipitation and daily temperatures that, according to Jones and Thornton (2013), has been used efficiently as a temporal and spatial downscaling, with resolutions up to 50 km (<http://gisweb.ciat.cgiar.org/MarkSimGCM/>). Therefore, temporal and spatial downscaling was used on the coordinates of the INMET stations from the HadGEM2-ES (*Hadley Centre Global Environmental Model 2 – Earth System*) models with resolution data of 1,2414°x1,875° (Jones et al., 2011) and MIROC5 (*Model for Interdisciplinary Research on Climate 5*) produced by the Climate System Research Center of the University of Tokyo, with resolution data of 1,4063°x1,4063° (Watanabe et al., 2010). Thus, data on precipitation, solar radiation and maximum and minimum temperatures were generated for the period from January 2010 to December 2018.

*Table 1: Identification codes (ID) of the Micro-regions contained in the study area and their states.*

Micro-region	ID	Micro-region	ID
Alto Mearim e Grajaú – MA <sup>1</sup>	01	Cotegipe - BA	17
Alto Médio Guruguéia – PI <sup>2</sup>	02	Dianópolis - TO	18
Alto Parnaíba Piauiense - PI	03	Gerais de Balsas - MA	19
Araguaína – TO <sup>3</sup>	04	Gurupi - TO	20
Baixo Parnaíba Maranhense - MA	05	Imperatriz - MA	21
Barreiras – BA <sup>4</sup>	06	Itapecuru Mirim - MA	22
Bertolínia – PI	07	Jalapão - TO	23
Bico do Papagaio – TO	08	Lençóis Maranhenses - MA	24
Bom Jesus da Lapa – BA	09	Médio Mearim - MA	25
Caxias – MA	10	Miracema do Tocantins - TO	26
Chapadas das Mangabeiras - MA	11	Porto Franco - MA	27
Chapadas do Alto Itapecuru - MA	12	Porto Nacional - TO	28
Chapadas do Extremo Sul - PI	13	Presidente Dutra - MA	29
Chapadinha – MA	14	Rio Formoso - TO	30
Codó – MA	15	Sta Maria da Vitória - BA	31
Coelho Neto – MA	16		

*States: Bahia<sup>4</sup>, Maranhão<sup>1</sup>, Piauí<sup>2</sup> e Tocantins<sup>3</sup>*

Descriptive statistics tools (mean, coefficient of variation, Student's t test and Pearson's correlation coefficient) were used in the *Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis* – PAST and used to analyse the results, adopting a significance level of 95% to test the possible interannual differences and relationships between the variables obtained and simulated.

To assess the accuracy of climate models, the percentage of bias (Pbias), mean absolute percentage error (EMPA) and mean absolute error (EMA) was used together with Willmott's agreement index (Willmott et al., 2012). On the other hand, the adapted performance index (C') of the models was evaluated by the product of Pearson's correlation coefficient (r) and Willmott's index (d), as proposed by Camargo and Sentelhas (1997).

The zero value for Pbias (Equation 1) indicates the absence of bias, while different values indicate overestimation, when negative, and underestimation, when positive (Van Liew et al., 2007). Considering that the observed data present a small margin of error, Pbias between -0.5% and +0.5% were considered null.

Equation 1:

$$P_{BIAS} = \left[ \frac{\sum Obs_i - Est_i}{\sum Obs_i} \right] 100$$

Where:

$Est_i$  – Estimated value of the variable for point  $i$ ;

$Obs_i$  – Observed value of the variable for point  $i$ .

The EMA measures the magnitude of the weighted average of absolute errors. For Willmott and Matsuura (2005), the EMA is a natural and more accurate measure of the mean magnitude of the error as can be seen in equation 2.

Equation 2:

$$EMA = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |O_i - E_i|$$

Where:

$E_i$  – Estimated value of the variable for point  $i$ ;

$O_i$  – Observed value of the variable for the point  $i$ ;

$n$  – Sample size.

The mean absolute percentage error – EMPA (Equation 3) is a precision statistic that prevents the error from being decreased by the sum of values with opposite signs and can be classified according to Table 2 (Lewis, 1997).

Equation 3:

$$EMPA = \frac{1}{n} \sum \left| \frac{Obs_i - Est_i}{Obs_i} \right| 100$$

Where:

$Est_i$  – Estimated value of the variable for point  $i$ ;

$Obs_i$  – Observed value of the variable for point  $i$ ;

Willmott's index reveals the degree of agreement between observed and simulated measurements, ranging from 0 to 1, where the first value represents the total disagreement and the second the perfect agreement. Thus, the higher the result of equation 4, the better the performance of the model.

Equation 4:

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - E_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|E_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2}$$

Where:

$\bar{O}$  – Average value of the observed variable.

Table 2: Proposed classification for Pbias and performance index (C').

<b>Pbias<sup>1</sup></b>	<b>(C')<sup>2</sup></b>	<b>EMPA<sup>3</sup></b>	<b>Classification</b>
<10%	> 0,75	< 10%	Very Good
10% - 14%	0,75 - 0,64	10% - 19%	Good
15% - 24%	0,65 - 0,60	20% - 29%	Satisfactory
≥25%	< 0,60	≥30%	Unsatisfactory

<sup>1</sup>Van Liew et al. (2007); <sup>2</sup>Camargo e Sentelhas (1997); <sup>3</sup>Lewis (1997)

The adjustment of the models was performed by testing multiple regression models, and sinusoidal regression was selected because it better represents the cyclic regime of the temperature oscillations in the region.

### III. RESULTS AND DISCUSSION

Figure 3 shows the behaviour of the quarterly averages of observed temperatures simulated by the HadGEM2-ES and MIROC5 climate models. The typical seasonality of the region (Lahsen et al., 2016; Curado et al., 2014) is satisfactorily reproduced in the model, but with a marked tendency to overestimate temperatures in the fourth quarter (October, November and December) and underestimate them in the second quarter (April, May and June). The same pattern of error was found, with small differences, in both models, and the largest errors recorded occurred in the second and third trimester, where the observed temperatures were much higher than those simulated. These quarters correspond to the post-harvest period in monoculture plantations, where the soil of large areas is uncovered and there is a sharp drop in air humidity due to low vegetation cover and, consequently, reduced evapotranspiration (Balduino et al., 2018; Imaflora, 2018; Ayala et al., 2016; Curado et al., 2014; Da Silva, 2013).

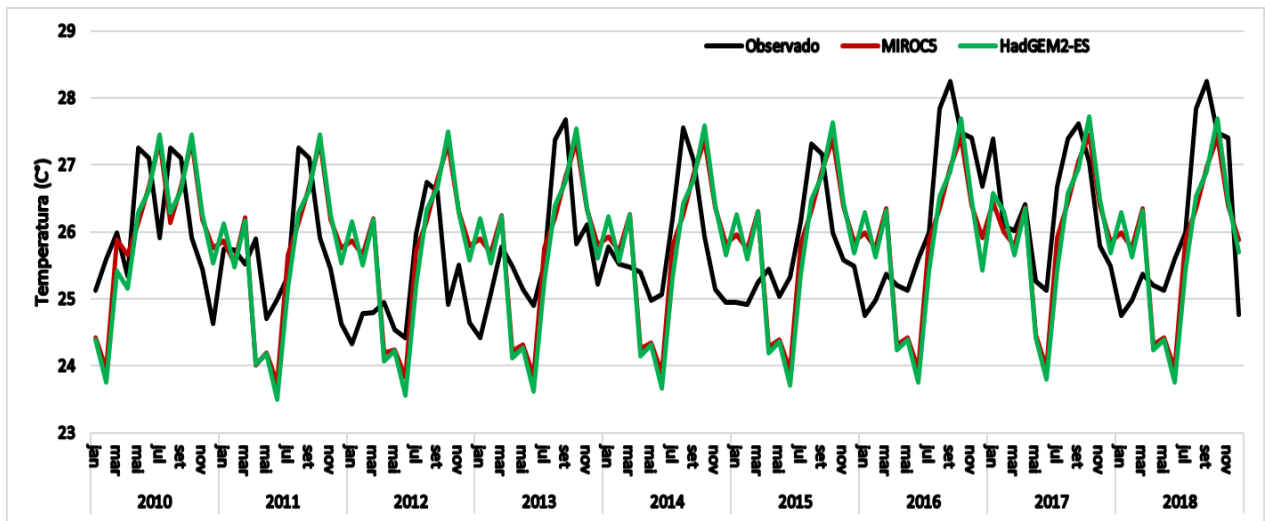


Fig. 3: Quarterly averages of Simulated and Observed Temperatures in the period from 2010 to 2018.

Table 3 presents the descriptive statistics of the simulated and observed data, on a monthly basis, in the studied area. It is possible to see that the models simulate measures of central tendency and interannual variability very similar to those observed, so that no significant difference between the variables was detected, at the minimum level of  $p \leq 0,05$  in the Student's t test, in this time scale. There is also a low intra and interannual variability of mean temperature in this region, which according to Strassburg et al. (2017) represents an indication of greater vulnerability to environmental changes, since the functioning of almost all ecological services is adapted to low temperature ranges.

Table 3: Descriptive statistics of the studied period.

Statistical indicators	MIROC5	HadGEM2	Observed
Mean (C°)	27,267	27,231	27,277
Standard Deviation	1,012	1,104	0,950
Variation Coefficient (%)	3,710	4,056	3,481

Figure 4 shows the bias, or the absence of it, in the simulation of the two models in relation to the average monthly temperatures observed in each micro-region that presented expansion of agricultural areas in the last 10 years. This special view shows that the models provided overestimated data for most micro-regions.

The MIROC5 model had better results in this indicator, since it did not present bias in eight micro-regions (Fig 4B), while the HadGEM2-ES model did not have bias in only five micro-regions (Fig 4A). Five micro-regions had their temperatures underestimated in both models, being two central ones where savannahs predominate and three in the eastern border, in the transition from the Cerrado to the Semiárid. It is noticed that the absence of bias is concentrated in the micro-regions near the Amazon biome (IBGE, 2012), where there is also a higher frequency of classification divergence between the two models.

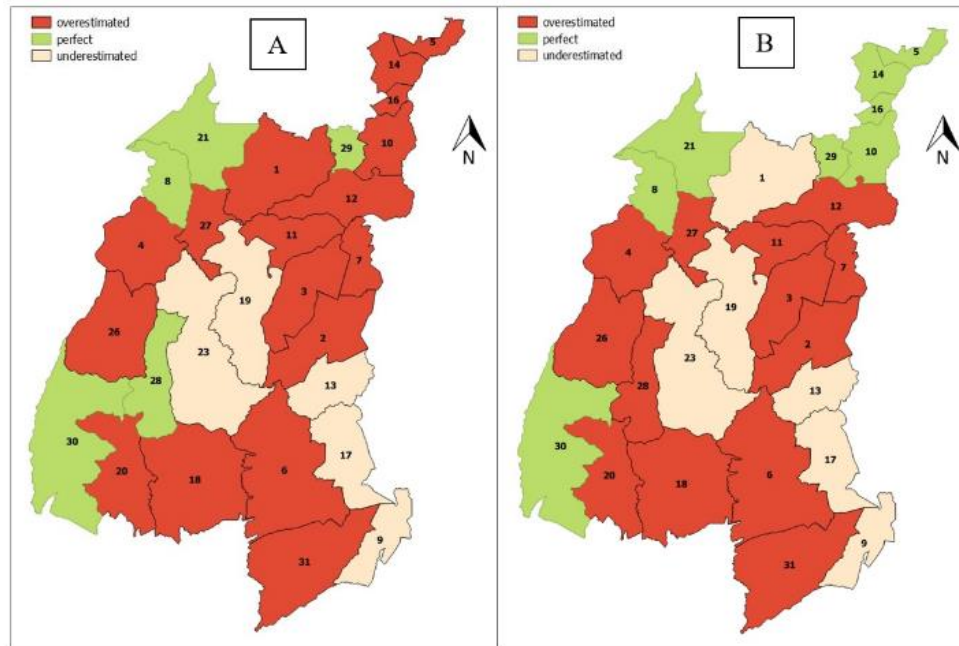


Fig. 4: Bias of over or underestimation of monthly mean temperatures in the simulations of the HadGEM2-ES (A) and MIROC5 (B) climate models in the period from 2010 to 2018.

Table 4 shows that the percentage of bias was classified as "very good" for both models and in all micro-regions analysed. However, it was found that in 11 micro-regions the HadGEM2-ES error is higher, while in other 10, the MIROC5 shows a higher error. For the others, the difference in errors between the two models is irrelevant. The same occurred with the Willmott index, with the smallest values located in micro-regions 02, 04, 17 and 18.

*Table 4: Model performance indicators in each micro-region of agricultural expansion.*

ID	(d)		EMA		Pbias	
	Had	Miroc	Had	Miroc	Had	Miroc
1	0,94	0,92	1,22	1,35	-0,74	0,73
2	0,50	0,48	1,94	2,16	-3,54	-4,19
3	0,93	0,90	0,88	1,21	-1,41	-3,06
4	0,62	0,63	1,67	1,36	-5,64	-4,14
5	0,94	0,92	0,87	1,14	-1,25	0,00
6	0,83	0,89	0,71	0,95	-0,87	-2,17
7	0,94	0,92	1,29	1,39	-1,74	-0,56
8	0,93	0,94	1,15	1,04	0,25	0,20
9	0,83	0,88	1,43	1,12	1,15	0,54
10	0,96	0,94	1,13	1,27	-0,97	0,50
11	0,93	0,90	0,88	1,21	-1,41	-3,06
12	0,93	0,92	1,10	1,15	-2,26	-1,83
13	0,82	0,85	1,51	1,44	3,01	2,98
14	0,94	0,92	1,07	1,14	-1,25	0,00
16	0,94	0,92	0,97	1,14	-1,25	0,00
17	0,70	0,78	1,64	1,38	2,75	1,65
18	0,61	0,63	2,07	2,28	-3,64	-5,49
19	0,93	0,90	1,29	1,45	1,17	1,66
20	0,87	0,84	1,36	1,72	-4,02	-5,81
21	0,93	0,94	1,15	1,04	0,25	0,20
23	0,81	0,86	2,13	1,87	4,45	3,55
26	0,90	0,90	1,12	1,24	-3,17	-3,08
27	0,92	0,92	1,33	1,22	-1,40	-0,58
28	0,87	0,90	1,61	1,47	-0,01	-0,67
29	0,97	0,97	0,90	0,93	0,16	0,40
30	0,83	0,83	1,62	1,64	-0,01	-0,14
31	0,82	0,79	0,25	1,32	-1,34	-2,88



Average errors above 1.5°C, in at least one of the models, were found in 33.3% of the micro-regions. It is noteworthy that, given the low variability ( $VC < 4.1\%$ ) of the interannual mean temperatures observed in the study area (Table 2) and in others (Batlle-Bayer et al., 2010; INPE, 2013), errors of this magnitude can be considered substantial, even though the agreement of the variables' behaviour is high ( $d > 0.80$ ). It was also observed that the MIROC5 model obtained greater errors than the HadGEM2-ES in most (57%) of the micro-regions.

Table 5 shows that the values obtained for each model in the statistical indicators, at a regional scale (study area unit), are similar in relation to precision ( $d$ ), correlation ( $r$ ) and the percentage of mean error (EMPA), these being classified as from moderate to very good. However, there are significant differences in relation to the bias (Pbias) and the performance indicator (C). Although the results of both models are classified as very good for the bias (Van Liew et al., 2007), they show unsatisfactory performance (Camargo and Sentelhas, 1997). In this sense, the MIROC5 model underestimates, while the HadGEM2 model overestimates the average temperatures. Both are considered very good, but the MIROC5 model is the one with the lowest bias. Part of these results are similar to those found by Sales et al. (2015). However, Torres (2014) also found many uncertainties in the validation of climate models, even with dynamic downscaling techniques.

*Table 5: Model performance indicators in relation to the total delimited area for the study.*

<b>Indicators</b>	<b>MIROC5</b>	<b>HadGEM2</b>	<b>Performance</b>
(d) <sup>1</sup>	0,744	0,729	Very High
EMPA	3,054	3,079	Very Good
(r) <sup>2</sup>	0,526	0,561	Moderate
Pbias*	0,107	-0,854	Very Good
(C')*	0,392	0,409	Unsatisfactory

<sup>1</sup>Stork et al. (2016); <sup>2</sup>Levine et al. (2008); \*significant ( $p \leq 0,05$ )

The analysis of the behaviour of the time series (Figure 2), composed by the observed data and estimated by downscaling of the models, revealed that the forecast errors present a cyclic pattern. Therefore, the adjustment of the models was performed by sinusoidal regression of four phases, that is, considering the averages of quarterly periods. The models were adjusted by Equation 5 and the coefficients generated for each model are expressed in Table 6.



Equation 5:

$$Y = (X_{\max} - X_{\min}) * \text{COS}(2\pi (X_i - X_{\min}) / (T - p))$$

Where:

Y – Adjusted estimated value;

X – Gross value estimated by the model.;

X<sub>max</sub> – Estimated maximum gross value;

X<sub>min</sub> – Estimated minimum gross value;

T – Estimation period;

p – Number of phases of the sinusoidal model.

Table 6: Sinusoidal adjustment coefficients.

Phase	MIROC5		HadGEM2	
	Range	Period	Range	Period
1	-0,697	3,590	-0,7572	3,673
2	-0,282	0,572	-0,3334	0,567
3	-0,447	0,152	0,3469	0,092
4	0,247	0,143	-0,3547	0,166

The adjustment results can be seen in Figure 5 and Table 7. It was confirmed that the adjustment generated an increase in agreement between the simulations and the observed data, which intensified the model's performance level and provided better temporal adjustments in the seasonal oscillations.

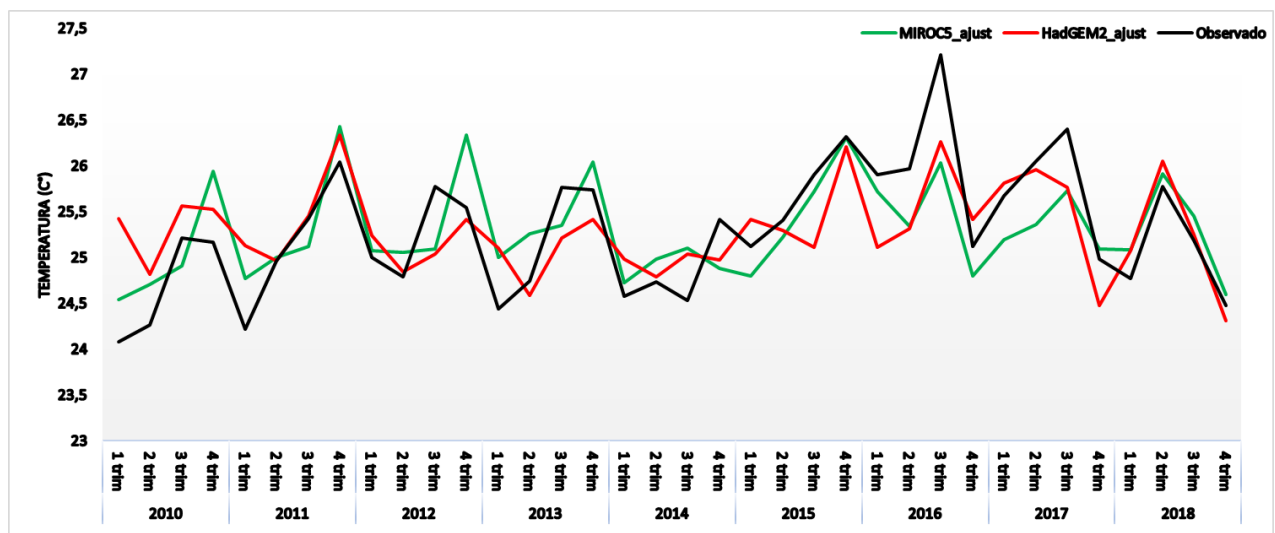


Fig. 5: Quarterly averages of Simulated and Observed Temperatures, with sinusoidal adjustment, throughout the studied period.

*Table 7: Model performance indicators after sinusoidal adjustment.*

Indicators	MIROC5	HadGEM2	Performance
(d) <sup>1</sup>	0,999	0,999	Very High
EMPA	1,976	1,997	Very Good
(r) <sup>2</sup>	0,50	0,52	Moderate
Pbias	0,002	-0,001	Very Good
(C')	0,707	0,721	Good

<sup>1</sup>Stork et al. (2016); <sup>2</sup>Levine et al. (2008).

#### IV. CONCLUSION

1 – Both models are accurate in reproducing the average annual and interannual temperatures, as well as their variability. However, they present difficulties in temporally synchronizing the typical monthly seasonality of the studied region, even though they reproduce them satisfactorily on an intra-annual scale;

2 – Both models present high levels of agreement in relation to the temperatures observed in the micro-regional scale, except in the micro-regions 02, 04, 17 and 18, where the level of agreement is classified as moderate;

3 – The bias of both models is less than 1% on a regional scale and varies from 0 to 5.64% on a micro-regional scale, being classified as "Very Good" in the two scales analysed. However, the models present biases in opposite directions in several micro-regions, and in the regional scale the MIROC5 tends to underestimate while the HadGEM2 tends to overestimate the interannual and micro-regional mean temperatures;

4 – The opposing biases in many micro-regions and in the studied region determined only a moderate correlation between the data simulated by both models in relation to the observed data. This affected the coefficient of performance of the models, which was classified as unsatisfactory in all spatial scales analysed;

5 – This is reinforced by the values presented in the mean absolute error, since, even with a reduced variability of intra- and interannual temperatures in all micro-regions, the error was higher than 1.5° C in several of them. Although the percentage of regional mean error was approximately 3%, the low variability of mean temperatures in the region makes this percentage high for the local reality, although classified in the literature as "very good";

6 – Despite the great balance in the performance of the two models, the MIROC5 was slightly higher on a regional scale. On the micro-regional scale, the superiority of one over the other is a

result of the lowest bias and is divided similarly among micro-regions;

7 – Temperature simulation is important to estimate the other climate variables and make projections for the future (Balduino et al., 2018; Bocchiola et al., 2013). Therefore, the results of this study show that the data generated in the regional climate models MarkSim-HadGEM2-ES and MarkSim-MIROC5 require correction of systematic errors prior to the use of future projections aimed at multiple objectives, especially in the planning of public policies that require greater intra-annual precision. However, for studies requiring only annual averages, it is sufficient to choose the model with the least bias in micro-regional scales.

8 - The method of adjustment of the simulations, by means of sinusoidal regression, substantially increased the performance index of the estimates by improving the level of agreement between the simulated and observed data.

## REFERENCES

- [1] Ayala, L.M; Van Eupen, M; Zhang, G; Pérez-Soba, M; Martorano, L.G; Lisboa, L.S; Beltrao, N.E. Impact of agricultural expansion on water footprint in the Amazon under climate change scenarios. *Science of the Total Environment*, v. 570, p.1159–1173, 2016.
- [2] Balduino, A. R; Santos, M. G ; Souza, L. B ; Lima, D. P ; Carvalho, A. P. Hydric balance and climatic classification of the city of Porto Nacional, state of Tocantins, inserted in the Legal Amazon, Brazil. *International Journal of Advanced Engineering Research and Science* , v. 5, p. 259-263, 2018.
- [3] Batlle-Bayer, L; Batjes, N. H; Bindraban, P. S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in Brazilian Cerrado. *Agric. Ecosyst. Environ.* 137 47–58, 2010.
- [4] Bocchiola, D; Nana, E; Soncini, A. Impact of climate change scenarios on crop yield and water footprint of maize in the Po valley of Italy. *Agric. Water Manager*, v. 116, p. 50–61, 2013.
- [5] Broecker, W. When climate change predictions are right for the wrong reasons. *Climatic Change*, v. 141, p. 1–6, 2017.
- [6] Camargo, A. P; Sentelhas, P. C. Avaliação do desempenho de diferentes métodos de estimativas da evapotranspiração potencial no Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, Santa Maria, v.5, n.1, p.89-97, 1997.
- [7] Chou, S. C.; Marengo, J. A.; Lyra, A. A.; Sueiro, G.; Pesquero, J. F.; Alves, L. M.; Kay, G.; Betts, R.; Chagas, D. J.; Gomes, J. L.; Bustamante, J. F.; Tavares, P. Downscaling of South America present climate driven by 4-member HadCM3 runs. *Climate Dynamics*, v. 38 n. 3-4, p. 635-653. 2012.
- [8] Curado, L; Nogueira, J; Sanches, L; Rodrigues, T; Lobo, F; Bíudes, M. Inter Seasonality of the Energy Fluxes in Brazilian Savana-Mato Grosso-Brazil. *Atmospheric and Climate Sciences*, v. 4, p. 219-230, 2014.
- [9] Da Silva, E. B. A dinâmica socioespacial e as mudanças na cobertura e uso da terra no bioma Cerrado. (Tese de Doutorado). Goiânia: Universidade Federal de Goiás, 2013.

- [10]Feng, J.; Li, J.; Zhu, J.; Li, F.; Sun, C. Simulation of the equatorially asymmetric mode of the Hadley circulation in CMIP5 models. *Adv. Atmos. Sci.*, v. 32, n. 8, p. 1129-1142, 2015.
- [11]Hsiang, S.M.; Burke, M. Climate, Conflict, And Social Stability: What Does The Evidence Say? *Climatic Change*, v.123, p. 39–55, 2014.
- [12]Huang, J.-B.; Wang, S.-W.; Luo, Y.; Zhao, Z.-C.; Wen, X.-Y. Debates on the causes of global warming. *Adv. Clim.Change Res.* v. 3, n. 1, p. 554-570, 2012.
- [13]IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Agrícola Municipal 2018. Centro de Disseminação de Informações: IBGE, 2018.
- [14]IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapa de Biomas do Brasil e o Mapa de Vegetação do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.
- [15]IMAFLOTA - Instituto De Manejo e Certificação Florestal e Agrícola. Evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil (1990-2016): setor de mudanças de uso da terra. São Paulo: Observatório do Clima, 2018.
- [16]IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate Change 2013: the Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report*. Cambridge: Cambridge University Press, 2013.
- [17]IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. *WGII AR5: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability: Summary for Policymakers*, 2014.
- [18]INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Projeto TerraClass: Cerrado, 2013. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/tcCerrado/>. Acesso em: 12/03/2017.
- [19]Jones, C. D.; Hughes, J. K.; Bellouin, N.; Hardiman, S. C.; Jones, G. S.; Knight, J.; Liddicoat, S.; O'connor, F. M.; Andres, R. J.; Bell, C.; Boo, K.-O.; Bozzo, A.; Butchart, N.; Cadule, P.; Corbin, K. D.; Doutriaux-Boucher, M.; Friedlingstein, P.; Gornall, J.; Gray, L.; Halloran, P. R.; Hurtt, G.; Ingram, W. J.; Lamarque, J.-F.; Law, R. M.; Meinshausen, M.; Osprey, S.; Palin, E. J.; Chini, L. P.; Raddatz, T.; Sanderson, M. G.; Sellar, A. A.; Schurer, A.; Valdes, P.; Wood, N.; Woodward, S.; Yoshioka, M.; Zerroukat, M. The HadGEM2-ES implementation of CMIP5 centennial simulations, *Geosci. Model Dev.*, 4, 543-570, 2011.
- [20]Jones, P.G.; Thornton, P.K. Generating downscaled weather data from a suite of climate models for agricultural modelling applications. *Agricultural Systems*, Amsterdam, v. 114,p. 1–5, 2013.
- [21]Lahsen, M; Bustamante, M. M. C.; Dalla-Nora, E. L. Undervaluing and Overexploiting the Brazilian Cerrado at Our Peril, *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, v. 58, n. 6, p. 4-15, 2016.
- [22]Levine, D. M; Stephan, D. F; Krehbiel, T. C; Berenson, M. L. *Estatística – teoria e aplicações*. Rio de Janeiro: Livros técnicos e Científicos. 2008.
- [23]Lesnikowski, A. C.; Ford, J. D.; Berrang-Ford, L.; Barrera, M.; Heymann, J. How are we adapting to climate change? A global assessment *Mitig. Adapt. Strat. Glob. Change*, v. 20 , p. 277–293, 2015.
- [24]Lewis, K. Climate science in climate security scenarios. *Climatic Change*, v. 123, n. 1, p. 11–22, 2014.
- [25]Lewis, C. D. **Demand Forecasting and Inventory Control**. A computer aided learning approach. Woodhead Publishing Ltd, 1997. p. 157.

- [26]Lyra, A. A.; Tavares, P.; Chou, S. C.; Sueiro, G.; Dereczynski, C.; Sondermann, M.; Silva, A.; Marengo, J.; Giarolla, A. Climate change projections over three metropolitan regions in Southeast Brazil using the non-hydrostatic Eta regional climate model at 5-km resolution. *Theoretical and Applied Climatology*, v, 137, p. 11-22, 2017.
- [27]Mach, K. J.; Mastrandrea, M. D.; Bilir, T. E.; Field, C. B. Understanding and responding to danger from climate change: the role of key risks in the IPCC AR5. *Climatic Change*, v. 136, p.427-444, 2016.
- [28]Magalhães, L. A.; Miranda, E. E. de. A. de. MATOPIBA: Quadro Natural. Nota Técnica, Campinas, n. 5, 1-41, 2014.
- [29]Marengo, J. A.; Chou, S. C.; Kay, G.; Alves, L. M.; Pesquero, J. F.; Soares, W. R.; Santos, D. C.; Lyra, A. A.; Sueiro, G.; Betts, R.; Chagas, D. J.; Gomes, J. L.; Bustamante, J. F.; Tavares, P. Development of regional future climate change scenarios in South America using the Eta CPTEC/HadCM3 climate change projections: Climatology and regional analyses for the Amazon, São Francisco and and the Parana River Basins. *Climate Dynamics*. v. 38, n 9, 1829-1848, 2012.
- [30]Marengo, J. A.; Nobre, C. A.; Chou, S. C.; Tomasella, J.; Sampaio, G.; Alves, L. M.; Obregón, G. O.; Soares, W. R.; Betts, R.; Kay, G. (2011). Riscos das mudanças climáticas no Brasil: análise conjunta Brasil-Reino Unido sobre os impactos das mudanças climáticas e do desmatamento na Amazônia. Disponível em: <Disponível em: <http://www.ccst.inpe.br> >. Acesso em: 12set2018
- [31]Mingnoti, R.; Brasco, M. A.; Holler, W. A.; Lovis Filho, E.; Spadotto, C. A. MATOPIBA: Caracterização das áreas com grande produção de culturas anuais. Embrapa Gestão Territorial - Nota Técnica, n.6,1-40, 2014.
- [32]Miranda, E. E. de.; Magalhães, L. A.; Carvalho, C. A. de. Proposta de Delimitação Territorial do MATOPIBA. Nota Técnica, Campinas, n. 1, 1-18, 2014.
- [33]Moss, R. H. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, v. 463, n. 11, p. 747-756, 2010.
- [34]Nkhonjera, G. K. Understanding the impact of climate change on the dwindling water resources of South Africa, focusing mainly on Olifants River basin: A review. *Environmental Science & Policy*, v. 71, p. 19-29, 2017.
- [35]O'Neill, B. C.; Oppenheimer, M.; Warren, R.; Hallegatte, S.; Kopp, R. E.; Pörtner, H. O.; Birkmann, J.; Foden, W.; Licker, R.; Mach, K. J.; Marbaix, P.; Mastrandrea, M. D.; Price, J.; Takahashi, K.; Van Ypersele, J.-P.; Yohe, G. IPCC reasons for concern regarding climate change risks. *Nature Climate Change*, v. 7, p. 28-37, 2017.
- [36]PBMC - Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. Relatório do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas, 2014. Disponível em: <<http://www.pbmc.coppe.ufrj.br/pt/publicacoes/relatorios-pbmc>>. Acesso em: 22/05/2018.
- [37]Riahi, K; Rao, S; Krey, V. RCP 8.5—A scenario of comparatively high greenhouse gas emissions. *Climatic Change*, v. 109, n. 1-2, Page 33, 2011.
- [38]Sales, D.C.; Costa, A.A.; Silva, E.M.; Vasconcelos Júnior, F.C.; Cavalcante, A.M.B.; Medeiros, S.S.; Marin, A.M.P.; Guimarães, S.O.; Araujo Junior, L.M.; Pereira, J.M.R. Projeções de

- mudanças na precipitação e temperatura no Nordeste Brasileiro utilizando a técnica de *downscaling* dinâmico. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 30, n. 4, p. 435-456, 2015.
- [39]Silva, R. A. Impacto das mudanças climáticas sobre a produtividade e Pegada hídrica da soja cultivada na região do MATOPIBA. Tese de doutorado em Meteorologia, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Campina Grande: UFCG, 2018.
- [40]Steinke, E.T. Climatologia fácil. São Paulo: Oficina de textos, 2012.
- [41]Stork, I; Garcia, d. c; lopes, s. j; estefanel, v. Experimentação vegetal. Santa Maria: ed. UFSM, 2016.
- [42]Strassburg, B.B.N; Brooks, T; Feltran-Barbieri, R; Iribarrem,A; Crouzeilles,R; Loyola,R; Latawiec, A.E; Oliveira Filho, F.J.B; Scaramuzza, C.A.M; Scarano, F.R; Soares-Filho, B; Balmford, A. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, v. 1, n. 99, p. 1-3, 2017.
- [43]Thomson, A. M; Calvin, K. V; Smith, S. J. RCP 4.5: a pathway for stabilization of radiative forcing by 2100. *Climatic Change*, v. 109, n.1-2, p. 7, 2011.
- [44]Torres, R.R. Análise de incertezas em projeções de mudanças climáticas na América do Sul. Tese (Doutorado em Meteorologia) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos: INPE, 2014.
- [45]Van Liew, M. W.; Vieth, T. L.; Bosch, D. D.; Arnold, J. G. Suitability of SWAT for the Conservation effects assessment project: Comparison on USDA-agricultural research service watersheds. **Journal of Hydrologic Engineering**, v.12, n.2, p.173-189, mar. 2007.
- [46]Watanabe, M.; Suzuki, T.; O'ishi, R.; Komuro, Y.; Watanabe, S.; Emori, S.; Takemura, T.; Chikira, M.; Ogura, T.; Sekiguchi, M.; Takata, K.; Yamazaki, D.; Yokohata, T.; Nozawa, T.; Hasumi, H.; Tetebe, H.; Kimoto, M. Improved climate simulation by MIROC5: mean states, variability, and climate sensitivity. **Journal of Climate**, v. 23, n. 23. p. 6312–6335, 2010.
- [47]Watanabe, S.; Hajima, T.; Sudo, K.; Nagashima, T. Takemura, T.; Okajima, H.; Nozawa, T.; Kawase, H.; Abe, M.; Yokohata, T.; Ise, T.; Sato, H.; Kato, E.; Takata, K.; Emori, S.; Kawamiya, M. MIROC-ESM 2010: model description and basic results of CMIP5-20c3m experiments. *Geoscientific Model Development*. v. 4, p: 845–872, 2011.
- [48]Willmott, C. J.; Robeson, S. M.; Matsuura, K. Short communication: A refined index of model performance. **International Journal of Climatology**, v. 32, p. 2088-2094, 2012.
- [49]Willmott, C. J.; Matsuura, K. Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Climate Research*, v.30, p. 79–82, 2005.
- [50]WMO- World Meteorological Organization. Guide to Climatological Practices n° 100. Secretariat of the, Geneva, WMO, 2011. [https://library.wmo.int/pmb\\_ged/wmo\\_100\\_en.pdf](https://library.wmo.int/pmb_ged/wmo_100_en.pdf)

ANEXO 1  
COMPROVANTES DE PUBLICAÇÃO DE ARTIGO

21/02/2020

Spatial and temporal dynamics of water footprint for soybean production in areas of recent agricultural expansion of the Brazilian s...



ScienceDirect



Get Access

Share

Export

## Journal of Cleaner Production

Volume 251, 1 April 2020, 119482

# Spatial and temporal dynamics of water footprint for soybean production in areas of recent agricultural expansion of the Brazilian savannah (Cerrado)

João Francisco Severo Santos, Liliana Pena Naval  [Show more](#)<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119482>[Get rights and content](#)


## Highlights

- Moran index reveal spatiotemporal dynamics and identify Water footprint in soybean production.
- Increased gray water footprint and decreased green water footprint over the last 20 years.
- Absolute Water Footprint have been identified for year-on-year averages over the two decades.
- The Absolute Water Footprint increased due to the production expansion and glyphosate application.




ANEXO 2  
COMPROVANTE DE SUBMISSÃO DE ARTIGO

DRd - Desenvolvimento Regional em debate ▾
Tarefas 0



Português (Brasil)  
Biblioteca da Submissão

Ver o Site  
Ver metadados


jsevero


## DESIGUALDADE NO CAMPO E MUDANÇAS CLIMÁTICAS

JOAO FRANCISCO SEVERO SANTOS

Submissão
Avaliação
Edição de Texto

[Editoração](#)

### Arquivos da Submissão Q Buscar

▶	 10775-1	jsevero, DESIGUALDADE AGRARIA E MUDANÇAS CLIMÁTICAS (b).docx	Texto do artigo
---	---	--	-----------------

[Baixar Todos os Arquivos](#)

### Discussão da pre-avaliação Adicionar comentários

Nome	De	Última resposta	Respostas	Fechado
<i>Nenhum item</i>				

Platform & workflow by  
**OJS / PKP**

