



UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
Campus **DE ENGENHARIA E CIÊNCIAS AGRÁRIAS**
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: PRODUÇÃO VEGETAL



SANIEL CARLOS DOS SANTOS

**EMISSÕES DE GASES DO EFEITO ESTUFA E ESTOQUE DE CARBONO NO
SOLO EM CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS E USO DA TERRA NA
BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO**

RIO LARGO – ALAGOAS

2021

SANIEL CARLOS DOS SANTOS

**EMISSÕES DE GASES DO EFEITO ESTUFA E ESTOQUE DE CARBONO NO
SOLO EM CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS E USO DA TERRA NA
BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Produção Vegetal) do *Campus* de Engenharia e Ciências Agrárias – CECA, da Universidade Federal de Alagoas – UFAL, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Agronomia.

Orientador: Dr. Stoécio Malta Ferreira Maia

RIO LARGO - ALAGOAS

2021

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Campus de Engenharias e Ciências Agrárias
Bibliotecária Responsável: Myrtes Vieira do Nascimento

S237e Santos, Saniel Carlos dos
Emissões de gases do efeito estufa e estoque de carbono no solo em cenários de mudanças climáticas e uso da terra na bacia estendida do Rio São Francisco. / Saniel Carlos dos Santos – 2021.
182 f.; il.

Dissertação (Mestrado em Agronomia: Produção vegetal) - Universidade Federal de Alagoas, Campus de Engenharias e Ciências Agrárias. Rio Largo, 2021.

Orientação: Prof. Dr. Stoécio Malta Ferreira Maia

Inclui bibliografia

1. Agropecuária. 2. Aquecimento global. 3. Caatinga. I. Título.

CDU: 551.58

TERMO DE APROVAÇÃO

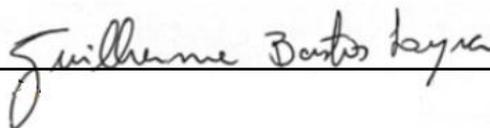
SANIEL CARLOS DOS SANTOS (Matrícula 2019105459)

“EMISSÕES DE GASES DO EFEITO ESTUFA E ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO EM CENÁRIOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS E USO DA TERRA NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO”

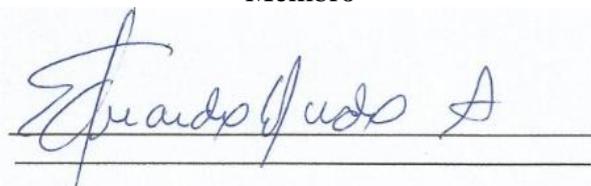
Dissertação apresentada e avaliada pela banca examinadora em vinte e sete de julho de 2021, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Agronomia, área de concentração em Produção Vegetal do Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Produção Vegetal) do *Campus* de Engenharia e Ciências Agrárias da UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS.



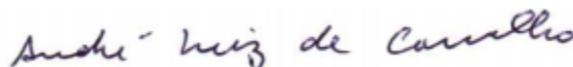
Prof. Dr. Stoécio Malta Ferreira Maia
Presidente



Prof. Dr. Guilherme Bastos Lyra
Membro



Prof. Dr. Eduardo Delgado Assad
Membro



Prof. Dr. André Luiz de Carvalho
Membro

Rio Largo - AL
Julho/2021

*Aos meus pais, Carlos dos Santos e Sônia Aparecida dos Santos; aos meus irmãos Sanicléia,
Samuel e Salatiel.*

DEDICO

A toda minha família e aqueles que de forma direta ou indireta contribuíram com minha formação e desenvolvimento, no âmbito pessoal ou profissional. A todos os meus amigos, professores e orientador.

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Carlos dos Santos e Sônia Aparecida dos Santos, que são à base de tudo, sempre depositando confiança em mim, apoiando-me nas diversas decisões e nos momentos difíceis com amor, carinho e ensinamentos, dando-me força e incentivando-me a persistir nos meus sonhos e objetivos. A eles todo o meu amor.

A meus irmãos, Saniclécia dos Santos, Samuel Carlos e Salatiel Carlos, pelo amor, carinho, incentivo e compreensão concedida em todos os momentos. A toda minha família, em especial minhas avós (Maria Cosmos e Maria Salete) e minhas tias (Claudijane dos Santos e Claudenice dos Santos), por todo amor, carinho e momentos compartilhados, sempre ajudando-me a alcançar meus sonhos.

Ao orientador, Dr. Stoécio Malta Ferreira Maia, pelos ensinamentos, paciência, confiança e compreensão, contribuindo para a realização de um dos meus sonhos.

À Universidade Federal de Alagoas (UFAL), ao Centro de Engenharia e Ciências Agrárias (CECA), em conjunto com a Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Agronomia (Produção Vegetal) e a todos os docentes por produzir conhecimento, contribuir na formação de cidadãos, profissionais e lideranças intelectuais.

A todos os colegas do Laboratório de Análises Ambientais do Instituto Federal de Alagoas (IFAL) *Campus* Marechal Deodoro, em especial a Tiago Cândido, pela ajuda no processamento de dados georeferenciados.

Ao grupo de pesquisa do projeto SHAE – SF: segurança hídrica, alimentar e energética na Bacia Estendida do Rio São Francisco, em especial ao Dr. Eduardo Assad (EMBRAPA), Dr^a. Iana Rufino (UFCEG), Higor Costa (UFCEG) e Yáscara Maia (UFCEG), pela contribuição no processamento de dados com ferramentas SIGs.

Aos amigos e colegas da Graduação e Pós-Graduação da UFAL, em especial a Allan Hemerson, Gideone e Paulo, pela amizade e momentos de descontração e desafios compartilhados, assim como por contribuírem para minha formação.

A todos que contribuíram de forma direta ou indireta meus sinceros agradecimentos.

RESUMO

As emissões de gases do efeito estufa (GEE) são os principais agentes das mudanças climáticas e provém principalmente de atividades associadas ao uso de combustíveis fósseis, a agropecuária e da mudança de uso da terra. Com isso, o solo, por ser o principal reservatório terrestre de carbono orgânico, tornou-se uma importante base para pesquisas visto que pode se comportar como dreno ou fonte de C atmosférico. Estudos que realizem as estimativas de emissões de GEE e alterações de C no solo são de fundamental importância para auxiliar com eficiência o uso da terra. O objetivo deste trabalho foi avaliar a dinâmica das atividades agropecuárias e estimar as emissões de gases do efeito estufa no período de 2005 a 2017, assim como, em cenários de mudanças climáticas para os períodos de 2021-2030, 2031-40 e 2041-2050; além de estimar alterações de área no uso da terra e as mudanças nos estoques de C do solo devido às mudanças de uso da terra no período de 1985 a 2017 na Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF). As estimativas de emissões de GEE para o setor agropecuário na BESF para o período de 2005 a 2017 foram baseadas nas metodologias empregadas no Guia para Inventários Nacionais de Gases do Efeito Estufa do Painel Internacional sobre Mudanças Climáticas e nos Relatórios de Referência da Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, utilizando dados obtidos do Sistema IBGE de Recuperação Automática, que foram utilizados como indicadores da agropecuária na BESF. Além disso, as estimativas de emissões em períodos futuros foram realizadas com dados de produtividade futura estimadas a partir da determinação de impactos futuros no clima utilizando para as simulações o modelo climatológico ETA HadGEM2-ES CMIP5. As estimativas das alterações nos estoques de C do solo para os períodos 1985 a 2005, 1997 a 2017 e 1985 a 2017 foram realizadas considerando a associação entre a região da BESF e as classes agregadas por sistema de uso e manejo do solo baseadas na metodologia descrita pelo IPCC, por meio de técnicas de geoprocessamento utilizando a combinação dos dados de carbono de referência, classes de uso da terra e fatores de emissão específicos dos sistemas de manejo. A população animal na BESF em 2017 foi de 106,06 milhões de cabeças e produção total das principais culturas analisadas de 33,64 milhões de toneladas. As emissões do setor agropecuária totalizaram 36.946,26 Gg CO₂eq em 2017, com maior contribuição atribuída ao subsetor Fermentação Entérica com emissão estimada em 21.714,63 Gg CO₂eq em 2017. Para o período de 2041-50 estima-se emissão de 44.906,98 Gg CO₂eq do setor agropecuária na região da BESF, tornando-se o período com maior quantidade de GEE emitido. O uso e cobertura da terra por atividades antrópicas e corpos hídricos ocupam 41,1% da área total da BESF. A mudança nos estoques de carbono orgânico do solo na BESF durante todo período analisado que compreende de 1985 a 2017, resultaram em um aumento de 0,72 Mt C ano⁻¹, com taxa média de 0,12 t C ha⁻¹ ano⁻¹. A atividade agropecuária na BESF cresceu durante o período de 2005 a 2017, assim como as emissões de GEE, com tendência de alterações na população animal e no ganho de produtividade média das culturas agrícolas diante dos cenários de mudanças climáticas futuras, com preocupante aumento nas emissões de GEE, necessitando de práticas e gestão de recursos hídricos que minimizem os impactos causados pelas mudanças do clima, sendo o solo um potencial sistema mitigador de C por meio de adoção de manejos conservacionistas.

Palavras-chave: Agropecuária, Aquecimento Global, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica.

ABSTRACT

Greenhouse gas (GHG) emissions are the main agents of climate change and come mainly from activities associated with the use of fossil fuels, agriculture and livestock and land use change. Thus, the soil, as the main terrestrial reservoir of organic carbon, has become an important base for research as it can act as a sink or source of atmospheric C. Studies that carry out estimates of GHG emissions and C changes in the soil are of fundamental importance to efficiently assist land use. The objective of this work was to evaluate the dynamics of agricultural activities and estimate greenhouse gas emissions in the period 2005 to 2017, as well as in climate change scenarios for the periods 2021-2030, 2031-40 and 2041-2050; in addition to estimating area changes in land use and changes in soil C stocks due to land use changes over the period 1985 to 2017 in the Extended São Francisco River Basin (BESF). The estimates of GHG emissions for the agricultural sector at BESF for the period 2005 to 2017 were based on the methodologies employed in the Guide for National Greenhouse Gas Inventories of the International Panel on Climate Change and in the Reference Reports of the Fourth National Communication of the Brazil to the United Nations Framework Convention on Climate Change, using data obtained from the IBGE System of Automatic Recovery, which were used as indicators of agriculture at BESF. In addition, emission estimates in future periods were performed with future productivity data estimated from the determination of future impacts on the climate using the ETA HadGEM2-ES CMIP5 climatological model for the simulations. Estimates of changes in soil C stocks for the periods 1985 to 2005, 1997 to 2017 and 1985 to 2017 were performed considering the association between the BESF region and the classes aggregated by land use and management system based on the described methodology by the IPCC, through geoprocessing techniques using the combination of reference carbon data, land use classes and specific emission factors of the management systems. The animal population at BESF in 2017 was 106.06 million heads and total production of the main crops analyzed was 33.64 million tons. Emissions from the agricultural sector totaled 36,946.26 Gg CO₂eq in 2017, with the largest contribution attributed to the Enteric Fermentation subsector with an estimated emission of 21,714.63 Gg CO₂eq in 2017. For the period 2041-50, an estimated emission of 44,906.98 Gg CO₂eq from the agricultural sector in the BESF region, making it the period with the highest amount of GHG emitted. The use and coverage of land by human activities and water bodies occupy 41.1% of BESF's total area. Changes in soil organic carbon stocks in BESF during the entire period analyzed, from 1985 to 2017, resulted in an increase of 0.72 Mt C yr⁻¹, with an average rate of 0.12 t C ha⁻¹ yr⁻¹. Agricultural activity at BESF grew during the period 2005 to 2017, as did GHG emissions, with a trend towards changes in the animal population and in the average productivity gain of agricultural crops in view of future climate change scenarios, with a worrying increase in emissions GHG, requiring practices and management of water resources that minimize the impacts caused by climate change, with the soil being a potential C mitigation system through the adoption of conservation management.

Key words: Agriculture, Global Warming, Caatinga, Cerrado, Atlantic Forest.

LISTA DE TABELAS

| | Pg. |
|---|-----|
| CAPÍTULO I | |
| Tabela 1. Variação percentual média da produtividade da cultura da cana-de-açúcar na região Nordeste brasileira..... | 49 |
| Tabela 2. Evolução da população animal na Bacia Estendida do Rio São Francisco durante a série histórica de 2005 a 2017, desagregadas em categorias animais | 50 |
| Tabela 3. População de aves na BESF, desagregadas por categorias, para o período de 2005 a 2017 | 51 |
| Tabela 4. Efetivo de bovinos de corte totais e desagregados por categorias nos anos de 2005 a 2017 na BESF..... | 53 |
| Tabela 5. População animal do rebanho de bovinos leiteiros segregados por produtividade nos anos de 2005 a 2017 na BESF. | 56 |
| Tabela 6. População de suínos na BESF, desagregados por categorias, para o período de 2005 a 2017. | 60 |
| Tabela 7. Área colhida (em mil ha) das principais culturas produzidas na BESF, considerando-se a área cultivada no período de 2005 a 2017. | 62 |
| Tabela 8. Produção (mil toneladas) das principais culturas produzidas na BESF, considerando-se a área cultivada entre os anos de 2005 a 2017..... | 64 |
| Tabela 9. Produtividade ($t\ ha^{-1}$) das principais culturas produzidas na BESF, considerando-se a área cultivada entre os anos de 2005 a 2017..... | 66 |
| Tabela 10. Índices de perdas do plantio até a pré-colheita das principais culturas presentes na BESF entre 2005 e 2017..... | 68 |
| Tabela 11. Projeção da população animal em cenários climáticos futuros na Bacia Estendida do Rio São Francisco para os períodos de 2021-30, 2031-40 e 2041-50..... | 78 |
| Tabela 12. Produtividade agrícola atual e projetada das principais culturas presentes na BESF com base em cenários de mudanças do clima. | 79 |
| CAPÍTULO II | |
| Tabela 1. Detalhamento das categorias animais utilizada para calcular as emissões de metano do subsetor fermentação entérica | 99 |
| Tabela 2. Detalhamento das categorias animais utilizadas para calcular as emissões de metano e óxido nitroso do subsetor manejo de dejetos. | 101 |
| Tabela 3. Detalhamento das subdivisões do setor Agropecuário para estimativas de gases do efeito estufa para cenários futuros na região da BESF..... | 107 |
| Tabela 4. Gases do efeito estufa e valor correspondente ao coeficiente das métricas de GWP | 107 |
| Tabela 5. Emissões do setor Agropecuária na Bacia Estendida do Rio São Francisco, em CO_2 eq, por subsetor de 2005 e 2017 | 108 |
| Tabela 6. Contribuição das categorias de regime hídrico no cultivo de arroz para as emissões de metano (CH_4) na BESF nos anos de 2005 e 2017 | 111 |
| Tabela 7. Estimativa de emissões de metano (CH_4) por fermentação entérica e manejo de dejetos provenientes da pecuária na região da BESF, para os anos de 2005, 2011 e 2017.... | 113 |
| Tabela 8. Emissões de metano (CH_4) por manejo de dejetos provenientes da categoria animal de suínos na região da BESF, para os anos de 2005, 2011 e 2017..... | 119 |

| | |
|---|-----|
| Tabela 9. Estimativa de emissões de metano (CH ₄) por manejo de dejetos provenientes das categorias de bovinos de corte e leite na região da BESF, para os anos de 2005, 2011 e 2017 | 120 |
| Tabela 10. Emissões de metano (CH ₄) por manejo de dejetos provenientes das categorias de aves, bubalinos, caprinos, equinos e ovinos na região da BESF, para os anos de 2005, 2011 e 2017 | 121 |
| Tabela 11. Emissões de óxido nitroso (N ₂ O) por solos agrícolas manejados na Bacia Estendida do Rio São Francisco, para os anos de 2005, 2011 e 2017..... | 125 |
| Tabela 12. Estimativa de emissões de óxido nitroso (N ₂ O) por manejo de dejetos animais na Bacia Estendida do Rio São Francisco, para os anos de 2005, 2011 e 2017..... | 128 |

CAPÍTULO III

| | |
|---|-----|
| Tabela 1. Fatores de alteração de carbono orgânico do solo em função da mudança de uso da terra e sistema de cultivo | 152 |
| Tabela 2. Área (mil ha) das categorias de uso da terra da BESF nos anos de 1985, 1997, 2005 e 2017. | 154 |
| Tabela 3. Área (mil ha) das categorias de uso da terra por biomas que compreendem a BESF nos anos de 1985, 1997, 2005 e 2017..... | 156 |
| Tabela 4. Estimativas das mudanças nos estoques de Carbono e mudanças de área por sub-bacia que compreendem a Bacia Estendida do Rio São Francisco entre 1985 e 2017..... | 164 |
| Tabela 5. Estimativas das mudanças nos estoques de Carbono e de área por biomas que compreendem a Bacia Estendida do Rio São Francisco, durante o período de 1985 a 2017. | 166 |

LISTA DE FIGURAS

Pg.

REVISÃO DE LITERATURA

| | |
|--|----|
| Figura 1. Fontes de emissões de gases de efeito estufa associadas às atividades agropecuárias | 20 |
|--|----|

CAPÍTULO I

| | |
|---|----|
| Figura 1. Localização da Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF) | 40 |
| Figura 2. População de aves na BESF, desagregadas por Unidade Federativa, para o período de 2005 a 2017 | 52 |
| Figura 3. População animal do rebanho de bovinos de corte, segregados por Unidade Federativa, nos anos de 2005 a 2017 na BESF | 54 |
| Figura 4. População de bovinos de leite na BESF, desagregadas por Unidade Federativa, para o período de 2005 a 2017 | 57 |
| Figura 5. População de caprinos na BESF, desagregadas por Unidade Federativa, para o período de 2005 a 2017 | 58 |
| Figura 6. População de ovinos na BESF, desagregadas por Unidade Federativa, para o período de 2005 a 2017 | 59 |
| Figura 7. Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita da cultura do arroz nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco | 69 |
| Figura 8. Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita da cultura da cana-de-açúcar nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco | 70 |
| Figura 9. Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita do feijão nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco | 71 |
| Figura 10. Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita da mandioca nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco | 72 |
| Figura 11. Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita do milho nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco | 73 |
| Figura 12. Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita da soja nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco | 74 |
| Figura 13. Cenários de mudanças na temperatura média e precipitação total na BESF nos períodos compreendidos entre 2006-2015 e 2031-2040 | 76 |
| Figura 14. Biomassa das pastagens em diferentes períodos de mudanças climáticas na BESF | 77 |
| Figura 15. Produtividade (kg ha^{-1}) das culturas do arroz, cana-de-açúcar, feijão, mandioca, milho e soja nos períodos 2017, 2021-30, 2031-40 e 2041-50 | 82 |

CAPÍTULO II

| | |
|---|-----|
| Figura 1. Emissões de gases do efeito estufa do setor Agropecuária na Bacia Estendida do Rio São Francisco, desagregados por subsetor em 2017 | 110 |
| Figura 2. Evolução das emissões de metano (Gg CH_4) e área colhida (mil ha) pelo cultivo de arroz na Bacia Estendida do Rio São Francisco, de 2005 a 2017 | 111 |
| Figura 3. Emissões da fermentação entérica (CH_4) na Bacia Estendida do Rio São Francisco, desagregadas por categoria animal, de 2005 a 2017 | 114 |
| Figura 4. Emissões de metano (CH_4) da fermentação entérica na BESF das diferentes subcategorias de bovinos de corte, durante os anos de 2005 a 2017 | 115 |

| | |
|---|-----|
| Figura 5. Estimativa de emissões de metano (CH ₄) da fermentação entérica na BESF das subcategorias de bovinos de leite de alta e baixa produção, durante os anos de 2005 a 2017 | 116 |
| Figura 6. Estimativa de emissões de metano (CH ₄) pela fermentação entérica na BESF das subcategorias de bubalinos, caprinos, equinos, ovinos e suínos, entre os anos de 2005 a 2017 | 117 |
| Figura 7. Emissões do manejo de dejetos (CH ₄) na Bacia Estendida do Rio São Francisco, desagregadas por categoria animal, de 2005 a 2017 | 118 |
| Figura 8. Emissões pela queima de resíduos agrícolas da cana-de-açúcar (CH ₄ e N ₂ O) na Bacia Estendida do Rio São Francisco, de 2005 a 2017 | 122 |
| Figura 9. Emissões diretas e indiretas de solos manejados (N ₂ O) na Bacia Estendida do Rio São Francisco, desagregadas por categoria animal, de 2005 a 2017 | 124 |
| Figura 10. Emissões diretas e indiretas do manejo de dejetos (N ₂ O) na Bacia Estendida do Rio São Francisco, desagregadas por categoria animal, de 2005 a 2017 | 127 |
| Figura 11. Emissões de CO ₂ pelo uso de calcário e aplicação de ureia em solos na BESF, para o período de 2005 a 2017 | 129 |
| Figura 12. Emissões do setor Agropecuária na BESF, em CO ₂ eq, no período de base (2005 e 2017) e cenários futuros (2021-30, 2031-40 e 2041-50) | 130 |
| Figura 13. Emissões de metano (CH ₄) do setor Agropecuária na BESF, no período de base (2005 e 2017) e cenários futuros (2021-30, 2031-40 e 2041-50) | 131 |
| Figura 14. Emissões de óxido nitroso (N ₂ O) do setor Agropecuária na BESF, no período de base (2005 e 2017) e cenários futuros (2021-30, 2031-40 e 2041-50) | 133 |
| Figura 15. Emissões de dióxido de carbono (CO ₂) do setor Agropecuária na BESF, pela aplicação de calcário e ureia, no período de base (2005 e 2017) e cenários futuros (2021-30, 2031-40 e 2041-50) | 134 |

CAPÍTULO III

| | |
|---|-----|
| Figura 1. Biomas brasileiros e sub-bacias hidrográficas que formam a BESF | 146 |
| Figura 2. Mapa dos estoques de carbono do solo (0-30 cm) em solos do Brasil sob vegetação nativa | 151 |
| Figura 3. Área (mil ha) ocupada pelo uso de pastagens no bioma Caatinga que constituiu a BESF nos anos de 1985, 1997, 2005 e 2017 | 157 |
| Figura 4. Área (mil ha) ocupada pelo uso do solo com agricultura no bioma Caatinga que constituiu a BESF nos anos de 1985, 1997, 2005 e 2017 | 158 |
| Figura 5. Área (mil ha) ocupada pelo uso de pastagens no bioma Cerrado que constituiu a BESF nos anos de 1985, 1997, 2005 e 2017 | 160 |
| Figura 6. Área (mil ha) ocupada pelo uso do solo com agricultura no bioma Cerrado que constituiu a BESF nos anos de 1985, 1997, 2005 e 2017 | 161 |
| Figura 7. Área (mil ha) ocupada pelo uso de pastagens no bioma Mata Atlântica que constituiu a BESF nos anos de 1985, 1997, 2005 e 2017 | 162 |
| Figura 8. Área (mil ha) ocupada pelo uso do solo com agricultura no bioma Mata Atlântica que constituiu a BESF nos anos de 1985, 1997, 2005 e 2017 | 163 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

| | |
|-------------------|---|
| BESF | Bacia Estendida do Rio São Francisco |
| C | Carbono |
| C _{REF} | Carbono de Referência |
| CH ₄ | Metano |
| CMIP5 | Coupled Model Intercomparison Project Phase 5 |
| CO ₂ | Dióxido de Carbono |
| CO _{2eq} | Dióxido de Carbono Equivalente |
| GEE | Gases do Efeito Estufa |
| Gg | Gigagramas |
| Gt | Gigatoneladas |
| HadGEM-ES | Hadley Center Global Environment Model version 2 – Earth System |
| IPCC | Intergovernmental Panel on Climate Change |
| Mt | Megatoneladas |
| N ₂ O | Óxido Nitroso |
| RCP | Representative Concentration Pathways |
| Tg | Teragrama |

SUMÁRIO

| | Pg. |
|---|-----|
| 1 INTRODUÇÃO..... | 14 |
| 2 REVISÃO DE LITERATURA | 17 |
| 2.1 Agropecuária: desafios e impactos na produção | 17 |
| 2.2 Gases do efeito estufa e mudanças climáticas | 18 |
| 2.3 Estoques de carbono e uso do solo | 25 |
| REFERÊNCIAS | 27 |
| | |
| CAPÍTULO I: PANORAMA DA AGROPECUÁRIA NA BESF: EVOLUÇÃO E PERSPECTIVAS EM CENÁRIOS FUTUROS DE MUDANÇAS DO CLIMA | 35 |
| RESUMO | 35 |
| ABSTRACT | 36 |
| 1 INTRODUÇÃO..... | 37 |
| 2 MATERIAL E MÉTODOS | 40 |
| 2.1 Caracterização da área de estudo..... | 40 |
| 2.2 Dados das atividades agropecuárias na Bacia Estendida do Rio São Francisco | 41 |
| 2.2.1. População animal | 41 |
| 2.2.2. Dados das principais culturas agrícolas | 44 |
| 2.3 Perdas da cadeia produtiva da agricultura..... | 45 |
| 2.4 Projeções de produtividade agrícola e população animal em cenários climáticos futuros | 46 |
| 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 50 |
| 3.1 Atividade agropecuária na BESF | 50 |
| 3.1.1. População animal | 50 |
| 3.1.2. Estimativa de área colhida, produção e produtividade das principais culturas na BESF | 62 |
| 3.2 Perdas da cadeia produtiva da agricultura na BESF..... | 68 |
| 3.3 População animal e produtividade agrícola em cenários climáticos futuros na BESF | 75 |
| 3.3.1. Pastagens..... | 76 |
| 3.3.2. População animal | 77 |
| 3.3.3. Produtividade agrícola | 79 |
| 4 CONCLUSÃO..... | 84 |
| REFERÊNCIAS | 86 |
| | |
| CAPÍTULO II: EMISSÕES DE GASES DO EFEITO ESTUFA NO SETOR AGROPECUÁRIO EM DIFERENTES CENÁRIOS DE MUDANÇAS DO CLIMA NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO | 93 |
| RESUMO | 93 |
| ABSTRACT | 94 |
| 1 INTRODUÇÃO..... | 95 |
| 2 MATERIAL E MÉTODOS | 97 |
| 2.1 Estimativas das emissões de gases do efeito estufa para a agropecuária na BESF..... | 97 |
| 2.1.1. Emissões de metano no cultivo de arroz..... | 97 |
| 2.1.2. Emissões de metano na fermentação entérica e manejo de dejetos de animais na BESF | 98 |
| 2.1.3. Queima de resíduos da cana-de-açúcar..... | 101 |

| | | |
|--------|---|-----|
| 2.1.4. | Emissões de óxido nitroso de solos agrícolas e manejo de dejetos | 102 |
| 2.1.5. | Emissões de dióxido de carbono pela calagem e aplicação de ureia | 105 |
| 2.2 | Estimativas das emissões de gases do efeito estufa em cenários climáticos futuros para a agropecuária na BESF | 106 |
| 2.3 | Métricas | 107 |
| 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 108 |
| 3.1 | Emissões de metano no cultivo de arroz | 110 |
| 3.2 | Emissões de metano na fermentação entérica e manejo de dejetos de animais | 112 |
| 3.2.1. | Fermentação entérica (CH ₄) | 113 |
| 3.2.2. | Manejo de dejetos animais (CH ₄) | 118 |
| 3.3 | Queima de resíduos agrícolas da cana-de-açúcar | 121 |
| 3.4 | Emissões de óxido nitroso de solos agrícolas e manejo de dejetos | 123 |
| 3.4.1. | Solos agrícolas manejados | 123 |
| 3.4.2. | Manejo de dejetos | 127 |
| 3.5 | Emissões de dióxido de carbono pela calagem e aplicação de ureia | 128 |
| 3.6 | Emissões de gases do efeito estufa em cenários climáticos futuros | 130 |
| 3.6.1. | Emissões em termos de CO ₂ eq | 130 |
| 3.6.2. | Emissão de CH ₄ | 131 |
| 3.6.3. | Emissão de N ₂ O | 132 |
| 3.6.4. | Emissão de CO ₂ | 134 |
| 4 | CONCLUSÃO | 136 |
| | REFERÊNCIAS | 137 |

| | | |
|--|--|-----|
| CAPÍTULO III: MUDANÇAS NOS ESTOQUES DE CARBONO ORGÂNICO DO SOLO DEVIDO AS MUDANÇAS DE USO DA TERRA NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO ENTRE 1985 E 2017 | | 142 |
|--|--|-----|

| | | |
|-----|--|-----|
| | RESUMO | 142 |
| | ABSTRACT | 143 |
| 1 | INTRODUÇÃO | 144 |
| 2 | MATERIAL E MÉTODOS | 146 |
| 2.1 | Área de estudo | 146 |
| 2.2 | Estimativas das mudanças nos estoques de carbono do solo para a BESF | 147 |
| 2.3 | Dados de uso da terra | 148 |
| 2.4 | Carbono de referência (C _{REF}) | 150 |
| 2.5 | Fatores de mudança de carbono no solo | 152 |
| 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 153 |
| 3.1 | Dados de uso da terra na Bacia Estendida do Rio São Francisco | 153 |
| 3.2 | Mudanças nos estoques de carbono orgânico do solo | 163 |
| 4 | CONCLUSÃO | 169 |
| 5 | CONSIDERAÇÕES FINAIS | 170 |
| | REFERÊNCIAS | 172 |
| | APÊNDICE A | 178 |
| | APÊNDICE B | 180 |

1 INTRODUÇÃO

As ações antrópicas realizadas para suprir as demandas econômicas e sociais, tornaram-se agentes principais para o aumento das emissões dos gases de efeito estufa (GEE), resultando no fenômeno do aquecimento global e nas mudanças climáticas. A intensificação das atividades humanas a partir da Revolução Industrial tem sido de forma inequívoca a causa dominante do aquecimento da superfície terrestre sem precedentes desde meados do século XX (IPCC, 2021). O aquecimento global provocado pelas emissões antrópicas tem se tornado uma importante questão global para a sociedade, com impactos nos setores de energia, economia, meio ambiente, agropecuária e tecnologias, com diversos líderes de governos buscando alternativas para aumentar a eficiência de suas atividades produtivas (ZHANG; XING; WANG, 2016; ZHENG et al., 2019).

O aumento nas emissões dos gases de efeito estufa provém, principalmente, do progressivo aumento no consumo de combustíveis fósseis, a intensificação do uso dos recursos naturais, agropecuária e da mudança de uso da terra (CARVALHO et al., 2010; SIGNOR et al., 2014). Vale ressaltar, que a atividade agropecuária é de grande importância no Brasil, ocupando lugar de destaque no mundo quanto à sua produção. Porém, essas atividades são fontes geradoras de GEE que resultam de diversos processos, dentre os quais se destacam a fermentação entérica (CH_4), manejo de dejetos de animais (CH_4 e N_2O), cultivo de arroz (CH_4), queima de resíduos agrícolas (CH_4 e N_2O) e emissões de N_2O provenientes de solos agrícolas (MCTI, 2016).

Garantir recursos alimentares tem sido cada vez mais abordado na agenda global, sendo a agropecuária um setor que surge como principal atividade econômica relacionada à segurança alimentar para atender a demanda de alimentos com qualidade e em quantidades suficientes para a população. Para isto, a adoção de sistemas de produção mais sustentáveis e com diferentes sistemas de uso da água contribui com a segurança alimentar do país, sendo observadas a adoção de práticas mais racionais em diversas regiões (CASTRO, 2017). Conciliar o crescimento econômico para atender às demandas atuais e futuras de alimentos com a redução dos impactos da produção agropecuária sobre os recursos naturais com a premissa de não contribuir negativamente para a elevação dos atuais níveis de emissão de GEE é atualmente um dos grandes desafios desse setor (SAMBUICHI et al., 2012; MAPA, 2012).

Ameaça adicional e de grande desafio para a segurança alimentar e energética é representada pelas mudanças no clima, podendo restringir a produção de alimentos. Projeções

de cenários negativos são apontadas para as condições climáticas brasileiras, indicando possíveis reduções na disponibilidade de água e aumento da temperatura principalmente na região Nordeste do Brasil, tornando o assunto preocupante, devido os fenômenos climáticos extremos que tem ocorrido, com tendência de aumento na frequência de veranicos e secas, associado a uma aridez da região (MARENGO; CUNHA; ALVES, 2016; TEIXEIRA, 2016). Diversos processos hidrológicos são influenciados pelas mudanças climáticas, gerando impactos em diversas bacias hidrográficas, como foi reportado por alguns estudos (NAKAEGAWA; KITO; HOSAKA, 2013; ARNELL; GOSLING, 2013; ZUO et al., 2015), consequentemente, causando impactos diretos no aumento do risco de escassez no abastecimento de água ocasionado pela redução da precipitação e no aumento da evapotranspiração nas regiões semiáridas, impactando a segurança hídrica, alimentar e energética da região.

Diante do desafio e do perigo eminente representado pelas mudanças climáticas há grande interesse em métodos de adaptação e mitigação das emissões de GEE, tornando o solo um importante base para pesquisas sendo sugerido como um potencial dreno para o C atmosférico, no qual possui uma maior capacidade de armazenamento comparado com a vegetação e a atmosfera (OGLE; CONANT; PAUSTIAN, 2004; BAKER et al., 2007; FELLER; BERNOUX, 2008; MONDINI; SEQUI, 2008). O armazenamento de carbono orgânico no solo depende do manejo do solo e das práticas agrícolas adotadas (OGLE; PAUSTIAN, 2005; BAYER et al., 2006; DOLAN et al., 2006; CIDIN, 2016), podendo haver redução (BAYER et al., 2006; GROppo et al., 2015), estabilização e incrementos nos estoques de C do solo (OGLE; PAUSTIAN, 2005; ZINN; LAL; RESCK, 2005).

O equilíbrio entre entradas e saídas de carbono no solo sofrem perturbações devido às mudanças do uso da terra, até que ocorra um novo equilíbrio no ecossistema, podendo atuar como uma fonte ou dreno de carbono de acordo com a relação entre entrada e saída (GUO; GIFFORD, 2002), demonstrados em estudos como as mudanças de uso da terra afetam os estoques de carbono orgânico do solo em diferentes regiões e tipos de solo (MAIA et al. 2010; MEDEIROS et al. 2021).

O semiárido no Nordeste brasileiro, região em que se localiza a Bacia Estendida do Rio São Francisco, vem sofrendo com eventos extremos de variabilidade climática (MARENGO; CUNHA; ALVES, 2016; MAGALHÃES, 2016), o que afeta diretamente as atividades na região e o crescimento da demanda hídrica do sistema, expressando uma ampla complexidade para sustentabilidade da produção de alimentos. A Bacia Estendida do Rio São Francisco, criada através de projeto de integração de bacias, com o intuito de transferir água

para regiões de baixa disponibilidade hídrica, tornando o projeto uma alternativa para solucionar crescentes problemas de déficit hídrico.

Essa bacia, além de se caracterizar pelo abastecimento de água à população presente na região, possui importante papel na diversidade de indústrias, geração de energia, turismo, pesca e no abastecimento hídrico para irrigação na atividade agropecuária (CBHSF, 2015), abrangendo em seu território grande biodiversidade contemplando os biomas Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica. Os estabelecimentos dedicados a atividades agropecuárias na referida bacia hidrográfica mostram uma dominância entre os setores de atividade econômica na repartição dos usos do solo em todas as regiões fisiográficas, à exceção do Baixo São Francisco, em que o mais representativo entre os grupos são as pastagens (CBHSF, 2016). A agricultura e a pecuária têm reforçado sua competitividade significativamente em termos de geração de riqueza e emprego, conduzindo a aumentos significativos das áreas cultivadas, devido ao aumento dos preços dos bens alimentares e das matérias-primas agrícolas nos mercados internacionais.

Dessa forma, são necessários estudos que estimem emissões de GEE e as alterações nos estoques de C no solo devido aos impactos causados pelos sistemas de manejo agropecuários e a mudança no uso da terra, fornecendo informações importantes que podem auxiliar nas políticas públicas de gerenciamento de recursos mais racionais e eficientes no uso da terra.

Diante o exposto, o objetivo desta pesquisa foi associar recursos de geoprocessamento e levantamento de informações estatísticas do setor agropecuário para (i) avaliar a dinâmica das atividades do setor agropecuária no período de 2005 a 2017, e os impactos das mudanças climáticas nos indicadores de produção e produtividade na BESF; (ii) estimar as emissões de gases do efeito estufa (GEE) para o setor agropecuário para o período de 2005 a 2017, assim como, para os períodos futuros de 2021-2030, 2031-40, 2041-2050 diante dos impactos das mudanças climáticas sobre as emissões de GEE; (iii) estimar mudanças de área das principais categorias de uso da terra e estoque de carbono no solo em diferentes sistemas de manejo nos diferentes biomas e sub-bacias que compreendem a Bacia Estendida do Rio São Francisco entre 1985 e 2017.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Agropecuária: desafios e impactos na produção

A população mundial continua a crescer, embora em um ritmo mais lento, com projeção indicando uma população global de 9,8 bilhões de habitantes em 2050, o que representa um incremento de aproximadamente 25% em relação ao valor atual (UN, 2019). A dinâmica da população mudará profundamente a demografia ao longo das próximas décadas e no final do século, com crescente urbanização impulsionando a demanda da produção agrícola em cerca de 50% até 2050, em comparação com 2013, acompanhada por uma transição nos padrões alimentares e impactos nos sistemas de produção com pressão sobre os recursos naturais (FAO, 2017). Em meio a debates internacionais e as pressões da sociedade por modelos de desenvolvimento mais intensivos e sustentáveis, destaca-se o processo contínuo de inovação que vem ocorrendo pela adoção de tecnologias modernas e informações incorporadas aos sistemas de produção para aumentar a produtividade agrícola associada aos resultados econômicos, ambientais e sociais (BASSO; ANTLE, 2020).

Um dos grandes desafios para o desenvolvimento brasileiro é manter o crescimento da produção agropecuária e, ao mesmo tempo, reduzir os impactos dessa produção sobre os recursos naturais (SAMBUICHI et al., 2012). O setor agropecuário brasileiro tem se destacado como um vetor crucial no crescimento econômico do país, protagonizando aumento na produção de alimentos e expressiva contribuição para a balança comercial brasileira. Em 2020, a soma de bens e serviços gerados no agronegócio chegou a quase R\$ 2,00 trilhões, ou seja, participação de 26,6% do PIB brasileiro (CEPEA/CNA, 2021).

O segmento primário agrícola em 2020 registrou importante crescimento na produção anual, com uma safra recorde de grãos e de cana-de-açúcar, além de expressivos resultados do ramo pecuário com a expansão da produção dos diversos rebanhos. O Brasil apresentou produção recorde de grãos estimada em 257,8 milhões de toneladas e 665,1 milhões de toneladas de cana-de-açúcar na safra 2019/20 (CONAB, 2020a; 2020b). No setor pecuário, o efetivo do rebanho bovino foi 214,9 milhões de cabeças (IBGE, 2021), com área de pastagens estimada em 182,45 milhões de hectares no ano de 2019 (LAPIG, 2021).

Considerado um dos países que podem aumentar a produção agrícola para suprir as necessidades mundiais por alimentos e biocombustíveis (SAMBUICHI et al., 2012), o Brasil vem investindo em tecnologias modernas na agricultura. No entanto, essa importante atividade tem gerado impactos ambientais ao longo dos anos. Os impactos ambientais causados pela atividade agropecuária decorrem principalmente da mudança do uso do solo,

resultante do desmatamento e da conversão de ecossistemas naturais em áreas cultivadas, e da degradação das áreas cultivadas, causada por práticas de manejo inadequadas, somando-se também as queimadas e a contaminação ambiental decorrente do uso excessivo de fertilizantes e agrotóxicos nas lavouras (SAMBUICHI et al., 2012). Esses fatores estão interligados, sendo que a degradação das áreas cultivadas aumenta a demanda por novas terras para cultivo, pois o custo de desmatar e incorporar novas terras nas regiões de fronteira costuma ser menor que o de recuperar terras improdutivas (GOUVELLO; SOARES FILHO; NASSAR, 2010).

As projeções de mudanças climáticas indicam que a produção agrícola poderá ser afetada de diversas maneiras com consequências na oferta de alimentos. Dessa forma, a agropecuária está em extrema necessidade de intensificação sustentável para proteger os reservatórios do ecossistema e a biodiversidade. A estratégia-chave da intensificação sustentável é produzir mais na mesma área e com menos recursos, minimizando as externalidades negativas, em vez de expandir o cultivo para novas terras (BORDONAL, et al., 2018). Neste contexto, de acordo com Lal (2013), existe um potencial para aumentar a produção de alimentos entre 60-100%, minimizando perdas e desperdícios. Fechar lacunas de produtividade, adotar sistemas de manejo sustentáveis, restaurar o carbono orgânico do solo, precisão na aplicação de insumos, uso de leguminosas no ciclo de rotação e sistemas consorciados estão entre as várias oportunidades que devem ser priorizadas e exploradas (TILMAN et al. 2002; LAL 2006; JOHNSTON et al. 2011).

Estratégias importantes para melhorar a produtividade incluem a avaliação do potencial de intensificação agrícola sob pastagem, evitando mais desmatamento e reduzindo as emissões de GEE associadas (BORDONAL, et al., 2018). Assim, é justificado supor que aproximadamente 60 a 75 milhões de hectares de pastagens degradadas poderiam ser recuperados para fornecer mais áreas para agricultura e bioenergia (NOGUEIRA; CAPAZ, 2013). Outra oportunidade para atender à necessidade de produção de alimentos e biocombustíveis é a adoção de sistemas conservacionistas atreladas a adoção de pacotes tecnológicos, como por exemplo, sistemas consorciados, nos quais as culturas alimentares e energéticas são cultivadas simultaneamente (MALEZIEUX et al. 2009).

2.2 Gases do efeito estufa e mudanças climáticas

O efeito estufa é um fenômeno que ocorre naturalmente, atuando como uma cobertura que retém parte da radiação solar absorvida pela Terra em decorrência da presença dos gases do efeito estufa (GEE), redistribuindo-a pela circulação atmosférica e oceânica, mantendo a

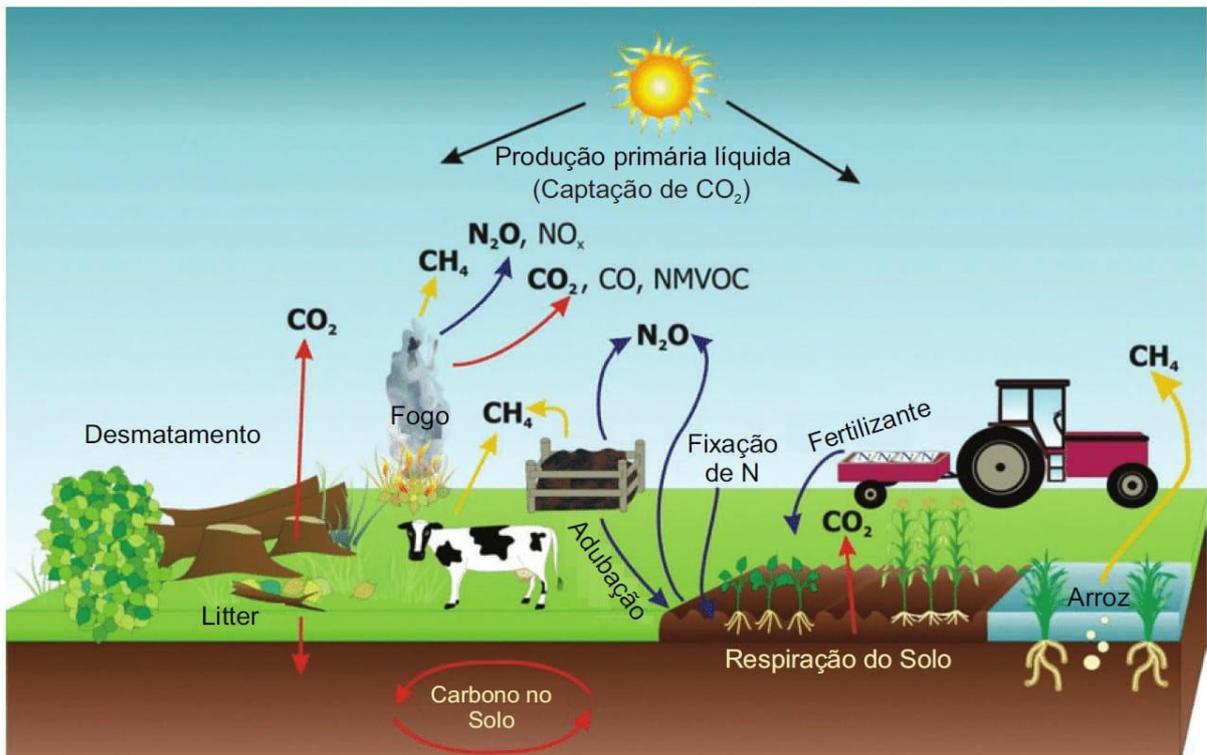
temperatura média da Terra e viabilizando a existência de vida (FOLLETT et al., 2011; KWEKU et al., 2017). No entanto, cientistas têm registrado e relatado elevação da temperatura nas últimas décadas, juntamente com uma maior concentração de gases responsáveis pelo efeito estufa, o que tem provocado mudanças climáticas evidenciando o chamado aquecimento global.

Um dos principais desafios que a sociedade mundial enfrenta no século XXI são as mudanças do clima, bem como suas causas e consequências (MARTIN; MARIS; SIMBERLOFF, 2016), com cenários preocupantes que tem sido verificado nas últimas décadas e com possibilidade de ocorrerem nos próximos anos. Com isso, verifica-se que diversos países têm gradativamente procurado aumentar a eficiência de suas atividades produtivas para garantir a redução de emissões de GEE (ZHANG; XING; WANG, 2016), promovendo reuniões com diversos líderes mundiais na busca de fortalecer respostas à ameaça da mudança do clima e reforçar a capacidade dos países para lidar com os impactos gerados por essas mudanças, comprometendo-se a reduzir as emissões e agir para manter o aumento da temperatura média mundial abaixo dos 2 °C em relação aos níveis pré-industriais, estabelecidas conjuntamente no Acordo de Paris. A mudança do clima é um processo complexo que provavelmente não será uniforme em todo o mundo, cujos resultados refletem mais de 150 anos de acúmulo de emissões antrópicas de diferentes tipos de gases, com distintas propriedades físico-químicas (MAPA, 2012).

As emissões de GEE por processos antropogênicos tornaram-se recentemente as mais altas da história aquecendo a atmosfera, os oceanos e a superfície terrestre, apresentando um aumento de 1,09 °C na temperatura da superfície global observado atualmente (2011-2020) em relação com o período pré-industrial (1980-1900), podendo alcançar os 2,0 °C durante o século XXI, se não houver profundas reduções nas emissões de GEE nas próximas décadas, contribuindo com o aumento da probabilidade de impactos graves, generalizados e irreversíveis para os sistemas humanos e naturais (IPCC, 2014; IPCC, 2021). Desta maneira, são necessárias rápidas ações para os diversos setores de energia, transporte, infraestrutura e agropecuária, ao mesmo tempo levando em consideração a necessidade de esses setores acomodarem uma população crescente (WYNES, NICHOLAS; 2017). Estima-se que um quarto das emissões antropogênicas totais de gases do efeito estufa surjam principalmente do desmatamento, da pecuária ruminante e da aplicação de fertilizantes (SMITH et al. 2014; TUBIELLO et al. 2015), com rápido aumento das emissões de metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) da agricultura nas últimas décadas (HOESLY et al. 2018).

A agropecuária contribui de forma significativa na emissão de gases do efeito estufa, destacando-se três entre vários gases do efeito estufa: dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O). Estes gases são produzidos no desmatamento e queima de resíduos vegetais, nas atividades agrícolas, como preparo do solo, e na atividade pecuária, pela emissão derivada da transformação das excretas dos animais e via fermentação entérica (Figura 1).

Figura 1. Fontes de emissões de gases de efeito estufa associadas às atividades agropecuárias.



Fonte: Adaptado de Follett et al. (2011).

A atividade agropecuária é altamente dependente de fatores climáticos, como radiação solar, temperatura, umidade do solo e pluviosidade, podendo apresentar sérios problemas com reflexos econômicos e sociais devido às mudanças nesses componentes. A produção de alimentos e a segurança alimentar são absolutamente prioritárias para a sociedade, tanto do ponto de vista fisiológico e nutricional quanto do estratégico e político (MAPA, 2012).

Durante a 15ª Conferência das Partes da Convenção- Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (COP 15), o governo brasileiro comprometeu-se voluntariamente em reduzir as emissões nacionais de GEE, e a nova Contribuição Nacionalmente Determinada (NDC) apresentada no Acordo de Paris, aprovada pelo Comitê Interministerial de Mudança do Clima (CIM), reafirma o compromisso de redução das emissões líquidas totais de GEE em

37% em 2025 e 43% até 2030, tendo como base o ano de 2005 (MRE, 2021). Compromissos que foram ratificados no artigo nº 12 da Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009, que institui a Política Nacional sobre Mudanças do Clima (PNMC). Desta forma, o Estado brasileiro irá conter a emissão de GEE adotando ações para reduzir as emissões a níveis cada vez menores.

O Brasil estabeleceu o compromisso com a produção sustentável, assumindo compromissos da agropecuária para mitigação e adaptação às mudanças climáticas, implementando ao setor agropecuário a responsabilidade de contribuir com a redução de 22,5% dessas emissões. Para o setor da agricultura ficou estabelecida a constituição do Plano para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura implementando ações que almejam a redução, entre 1.168 milhões de t CO₂eq e 1.259 milhões de t CO₂eq, do total das emissões estimadas para o ano de 2020 (3.236 milhões t CO₂eq) (MAPA, 2012).

2.2.1 Dióxido de carbono (CO₂)

O dióxido de carbono (CO₂) continua sendo o principal produto químico das emissões de gases de efeito estufa (GEE) e é responsável por 76% do total das emissões antrópicas de GEE (ZHENG et al., 2019). As emissões de dióxido de carbono resultam de atividades relacionadas, principalmente, com o uso energético de combustíveis fósseis e as mudanças do uso e cobertura da terra (MCTI, 2020). As emissões de combustível fóssil (não renovável) são essencialmente irreversíveis, com o sumidouro terrestre servindo como parte de um ciclo biológico ativo que pode potencialmente armazenar parte do C atmosférico (FOLLETT et al., 2011). Outras fontes que compõem as emissões de CO₂ são alguns processos de produção industriais, bem como a utilização de corretivos e fertilizantes na agricultura e incineração ou queima de resíduos sólidos (MCTI, 2020).

Os corretivos agrícolas, como o calcário, possuem em sua constituição carbono, na forma de carbonatos. Esse mineral é extraído e processado para ser adicionado ao solo com o intuito principalmente de reduzir a acidez do solo e suprir Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) para as plantas. Quando se aplica o corretivo no solo, há liberação de carbonato que reagem com o hidrogênio do solo, ocorrendo liberação de água e CO₂ para a atmosfera. A ureia também possui carbono em sua constituição, originado de fontes fósseis que são utilizadas para produção de energia para síntese de amônia. No solo, a ureia passa por hidrólise que gera amônio para as plantas, e CO₂, que vai para a atmosfera (MCTI, 2020).

A queima de resíduos agrícolas, a fim de limpar a lavoura e facilitar a colheita, além de combater pragas, é responsável pela emissão de CO₂ para a atmosfera, que não são consideradas como emissões líquidas, pois o CO₂ emitido é reabsorvido pelas plantas através da fotossíntese (IPCC, 2006; PACKER et al., 2015; MCTI, 2016).

No solo, as emissões de CO₂ estão associadas com a decomposição dos resíduos vegetais, a respiração da microbiota e raízes, além da oxidação da matéria orgânica do solo (MOS) influenciada pela atividade da comunidade microbiana, bem como pela química dos substratos oxidados (RYAN; LAW, 2005; RIGGS; HOBBIIE, 2016). A liberação e a conversão em dióxido de carbono, mesmo de uma pequena proporção do carbono contido na matéria orgânica do solo, podem causar variações quantitativamente relevantes nas concentrações atmosféricas dos gases de efeito estufa (CIAIS et al. 2013). O aumento da concentração de CO₂ nos espaços porosos do solo pode ocasionar a formação de microssítios anaeróbios, que modificam as condições edáficas para o desenvolvimento dos microrganismos; dessa forma, o ambiente favorável à oxidação do C torna-se temporariamente redutor (SIQUEIRA NETO et al., 2011).

2.2.2 Metano (CH₄)

O metano (CH₄) é um composto de hidrocarboneto simples e, como os outros gases residuais, está presente naturalmente na atmosfera em pequenas quantidades sendo derivado de uma variedade de fontes naturais e de origem humana (FOLLETT et al., 2011). As principais fontes de emissão para a atmosfera são processos biológicos que produzem metano resultante da fermentação anaeróbica da matéria orgânica em ambientes alagados, campos de arroz inundados, fermentação entérica, tratamento anaeróbico de resíduos animais (MACHADO et al., 2011), além de fontes adicionais que incluem a produção e uso de combustível fóssil e queima de biomassa (DALAL et al., 2007).

As emissões de CH₄ podem ser agrupadas em três categorias: biogênicas, termogênicas e pirogênicas. Fontes biogênicas contêm microrganismos geradores de CH₄ (metanógenos) e compreendem ambientes anaeróbicos. O CH₄ termogênico, formado ao longo de milhões de anos por meio de processos geológicos é liberado da subsuperfície para a atmosfera por meio de recursos naturais e da exploração de combustíveis fósseis. O CH₄ pirogênico é produzido pela combustão incompleta de biomassa e carbono do solo durante queima de resíduos e incêndios florestais, de biocombustíveis e combustíveis fósseis.

A agropecuária produz CH₄ a partir de diversas práticas, particularmente o cultivo de arroz e a pecuária, são os principais contribuintes para essa fonte. O metano produzido em

sistemas de produção animal origina-se principalmente da fermentação entérica (85 a 90%), sendo o restante produzido a partir dos dejetos animais (MACHADO et al., 2011). Os animais ruminantes (bovinos, ovinos, caprinos, bubalinos) produzem quantidades significativas de CH₄ durante a digestão. A formação do metano entérico é resultado da fermentação dos componentes dietéticos por um processo anaeróbio efetuado pela microbiota ruminal metanogênica (bactérias, protozoários e fungos) que converte os carboidratos celulósicos em ácidos graxos voláteis (AGV), usados como fonte de energia, o que resulta na perda de 6% a 10% do valor bruto de ingestão de energia (MARTIN; MORGAVI; DOREAU, 2009; COTTLE; NOLAN; WIEDEMANN, 2011). Nessa transformação é dissipado calor metabólico pela superfície corporal e são gerados produtos menos desejáveis, como gases metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), que são eliminados pela boca e narinas por meio da eructação e respiração (MARTIN; MORGAVI; DOREAU, 2009).

Diversos sistemas de criação animal têm seus dejetos acumulados e manejados em diferentes sistemas de tratamento (lagoas, charcos, tanques) para posterior aplicação em pastagens e lavouras, que ao ser decomposto por bactérias metanogênicas sob condições anaeróbicas, emitem grandes quantidades de CH₄, influenciada pela quantidade produzida de dejetos, que depende da população animal, e a proporção deste dejetos que é tratada anaerobicamente (SEEG, 2019; MCTI, 2020). A formação do metano ocorre após quatro etapas de degradação anaeróbica: i) hidrólise enzimática de moléculas orgânicas complexas em monômeros (MARI, 2014); ii) metabolização dos monômeros por diferentes gêneros de bactérias, convertendo em diversos compostos mais simples; iii) as bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos ácidos orgânicos em substratos para microrganismos metanogênicos (SAGULA, 2012) e, iv) ocorre o processo de metanogênese, em que o metano é produzido por bactérias acetotróficas ou hidrogenotróficas (SIQUEIRA, 2012). Opções para diminuir o CH₄ entérico incluem três amplos conjuntos de práticas: 1) digestibilidade melhorada da dieta, 2) aditivos e 3) genética animal melhorada (FOLLETT et al., 2011).

O CH₄ é produzido também em solos inundados por microrganismos do domínio *Archae*, estritamente anaeróbicas. As emissões de CH₄ decorrentes do cultivo de arroz estão associadas ao sistema irrigado por inundação do solo, visto que o CH₄ é o produto final da decomposição da matéria orgânica em condições anaeróbicas, estabelecidas pelo alagamento do solo (LAI, 2009). Esse processo é realizado por bactérias metanogênicas que possuem habilidade em usar compostos carbônicos de baixo peso molecular para a produção de energia, sendo a produção de metano afetada por uma variedade de fatores agrônômicos,

ambientais e do solo, os quais alteram a constituição e a taxa de liberação de exsudados, bem como da matéria orgânica (BODELIER et al., 2000; AGOSTINETTO et al., 2002).

Nem todo o metano produzido na camada reduzida do solo atinge a atmosfera; parte é transferida para o subsolo e parte é oxidada pelas bactérias metanotróficas aeróbicas (RUSCHEL, 1992). O metano é absorvido pelas raízes das plantas de arroz junto com a água ou em estado gasoso, sem a necessidade de absorção de água, sendo emitido para a atmosfera principalmente por difusão através dos aerênquimas das plantas de arroz e também pela ebulição de bolhas de gás (WASSMANN et al., 1996).

O fogo historicamente sempre foi utilizado na agricultura para suprimir os resíduos agrícolas, a fim de limpar lavouras e facilitar colheitas, além de combater pragas (PACKER et al. 2015). Durante o processo de combustão são produzidos os gases: CO₂, N₂O, NO_x, CH₄ e CO, os quais têm suas taxas de emissões dependentes do tipo de biomassa e das condições da queima. O CH₄ é formado sob condições de queima com predomínio de fumaça (IPCC, 2006; PACKER et al., 2015; MCTI, 2016).

2.2.3 Óxido Nitroso (N₂O)

O óxido nitroso (N₂O) é produzido no solo principalmente por processos biológicos de nitrificação e desnitrificação, que atuam sobre o nitrogênio (N) nas formas amoniacais e nítricas do solo, ocorrendo simultaneamente em diferentes microssítios aeróbicos e anaeróbicos, respectivamente (ZHU-BARKER; STEENWERTH, 2018). As práticas de manejo da terra, especialmente a fertilização com nitrogênio, irrigação e cultivo em agroecossistemas, são determinantes na produção de N₂O no solo e sua consequente contribuição para as mudanças climáticas (ZHU-BARKER et al., 2019).

A nitrificação é um processo aeróbio no qual o amônio (NH₄⁺) é oxidado a nitrato (NO₃⁻), podendo produzir N₂O por três vias, nomeadamente, nitrificação por nitrificação, desnitrificação por nitrificação e desnitrificação acoplada à nitrificação (HOOPER; TERRY, 1979; WRAGE-MÖNNIG et al., 2001; ZHU et al., 2013). A desnitrificação, também conhecida como desnitrificação heterotrófica, é realizada por bactérias heterotróficas usando nitrato (NO₃⁻) ou NO₂⁻ como aceptores de elétrons alternativos para O₂. O óxido nitroso é produzido neste processo como um intermediário.

Na agropecuária, a produção desse gás é favorecida quando ocorre aumento da disponibilidade das formas minerais de N no solo, devido à utilização de fertilizantes nitrogenados, resíduos orgânicos, e mesmo os dejetos de animais depositados diretamente no

solo, após passarem por processos de decomposição, liberam amônio no solo que pode ser nitrificado até nitrato, produzindo N_2O (MCTI, 2020).

O N_2O é produzido nos dejetos através da nitrificação combinada com a desnitrificação, e a magnitude da emissão depende do teor de N, da carga orgânica, da duração do armazenamento e do tipo de tratamento. Para que haja emissão de N_2O , é necessário que em alguma etapa do tratamento, o N amoniacal originado dos dejetos fique exposto ao oxigênio para que seja nitrificado, e posteriormente desnitrificado (MCTI, 2020).

2.3 Estoques de carbono e uso do solo

Os ecossistemas terrestres desempenham um papel fundamental no sistema climático, devido aos seus grandes reservatórios de carbono e fluxos de troca de carbono com a atmosfera (CIAIS et al. 2013). O carbono orgânico do solo (COS) é um indicador primário da saúde do solo e desempenha um papel crítico na produção de alimentos, balanço de gases de efeito estufa e mitigação e adaptação às mudanças climáticas (LORENZ; LAL, 2016).

A matéria orgânica do solo (MOS) contém mais carbono orgânico do que a vegetação global e a atmosfera combinadas (LEHMANN; KLEBER, 2015), com reservatório estimado em 2500 Pg C, constituído por carbono orgânico (1550 Pg C) e carbono inorgânico (950 Pg C) (MACHADO, 2005; LAL, 2006; ONTL; SCHULTE, 2012). A previsão dos estoques globais do carbono orgânico do solo é altamente variável; Scharlemann et al. (2014) revisaram 27 estudos e encontraram valores variando de 504 a 3000 Pg C (média de 1460,5 Pg C) até 1 m de profundidade.

Estimativas dos estoques de carbono orgânico no Brasil realizadas em diversos estudos foram baseadas principalmente nos estoques médios por tipos de ecossistema e classes de solo. Schroeder; Winjum (1995) estimaram que os solos brasileiros apresentaram aproximadamente 72 Pg C em 0-100 cm de profundidade. Bernoux et al. (2002) estimaram os estoques de $36,4 \pm 3,4$ Pg C em uma profundidade de 0-30 cm do solo, usando dados de solo e vegetação, e determinando dados de densidade do solo por meio de regressão linear (funções de pedotransferência). Batjes (2005) estimou os estoques de 65,9-67,5 Pg C para todo o território usando SOTER 1:5 M. Gomes et al. (2019), usando algoritmos de aprendizado de máquina (machine learning), encontraram valores de estoques de carbono orgânico do solo variando de 64,6 a 78 Pg C com um valor médio de 71,3 PgC em 0-100 cm de profundidade do solo.

Os teores de carbono no solo refletem o equilíbrio dinâmico que ocorre entre as taxas de entrada, por meio do aporte de resíduos orgânicos, e saídas de C devido as mudanças nas

taxas de decomposição, mineralização da MOS ou por erosão do solo nos sistemas agrícolas em determinado regime edafoclimático (CARDOSO et al., 2015; PAUSTIAN et al., 2016; LAL, 2018). A alteração no armazenamento de C no solo pode ocorrer por diversos fatores, como a densidade e textura do solo, vegetação original, temperatura do ar, altitude, precipitação pluvial, aporte de resíduos orgânicos e práticas de manejo (OGLE; BREIDT; PAUSTIAN, 2005; COSTA et al., 2009; MAIA et al., 2009). A capacidade dos solos de armazenar C está ligada à disponibilidade de N. Aumentar o armazenamento de C no solo sem aumentar a fertilização com N ou imobilizar o N no solo e, assim, impactar a produtividade das plantas é um grande desafio para as estratégias de sequestro de C do solo (JANZEN, 2006; SCHLESINGER; AMUNDSON, 2018).

As mudanças do uso da terra perturbam o equilíbrio entre entradas e saídas de carbono no solo até que um novo equilíbrio eventualmente seja alcançado no novo ecossistema. Durante este processo, o solo pode atuar como uma fonte ou como um sumidouro de carbono de acordo com a relação entre entrada e saída (GUO; GIFFORD, 2002). Na região semiárida do Brasil, Medeiros et al. (2021) demonstraram que a mudança no uso da terra de vegetação nativa para pastagem (nativa e plantada) reduz os estoques de COS de 12% a 27%, dependendo do tempo de uso e camada de solo. Diferença nos estoques de COS entre os tipos de solo nessa região foi encontrada após a conversão da vegetação nativa em sistemas convencionais de agricultura com safras anuais, com destaque para a maior redução de C (30%) nos Planossolos (MEDEIROS et al., 2020). Maia et al. (2010) verificaram redução das perdas de carbono orgânico do solo (COS) no sudoeste da Bacia Amazônica, com diminuição média no COS de 5,37 Tg C ano⁻¹ durante o período de 1970 a 1985, enquanto no período de 1985 a 2002 a perda diminuiu para 2,83 Tg C ano⁻¹, devido ao aumento de terras sob plantio direto e pastagens melhoradas, indicando potencial para sequestro de carbono dependendo da adoção de manejo conservacionista.

Informações geradas durante estudos das mudanças nos estoques de COS podem auxiliar nas políticas públicas para a adoção de práticas agrícolas com uso sustentável do solo, voltadas para aumentar o armazenamento de COS, e conseqüentemente, reduzir a degradação ambiental (MAIA et al., 2013).

REFERÊNCIAS

- AGOSTINETTO, D.; FLECK, N. G.; RIZZARDI, M. A.; BALBINOT JR, A. A. Potencial de emissão de metano em lavouras de arroz irrigado. **Ciência Rural**. v. 2, n. 6, p. 1073-1081, 2002.
- ARNELL, N. W.; GOSLING, S. N. The impacts of climate change on river flow regimes at the global scale. **Journal of Hydrology**. v. 486, p. 351-364, 2013.
- BAKER, J.M.; OCHSNER, T.E.; VENTEREA, R.T.; GRIFFIS, T.J. Tillage and soil carbon sequestration – What do we really know? **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 118, p. 1-5, 2007.
- BASSO, B.; ANTLE, J. Digital agriculture to design sustainable agricultural systems. **Nature Sustainability**. v. 3, p. 254–256, 2020.
- BATJES, N. Organic carbon stocks in the soils of Brazil. **Soil Use Management**. v. 21, p. 22–24, 2005.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**. v. 86, p. 237-245, 2006.
- BERNOUX, M., CARVALHO, M. C. S.; VOLKOFF, B., CERRI, C.C. Brazil's soil carbon stocks. **Soil Science Society of America Journal**. v. 66, p. 888–896, 2002.
- BODELIER, P. L.; ROSLEV, P.; HENCKEL, T.; FRENZEL, P. Simulation by ammonium-based fertilizers of methane oxidation in soil around rice roots. **Nature**. v. 403, p. 421-424, 2000.
- BORDONAL, R. O.; CARVALHO, J. L. N.; LAL, R.; FIGUEIREDO, E. B.; OLIVEIRA, B. G.; LA SCALA JR, N. Sustainability of sugarcane production in Brazil. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. v. 38, 2018.
- CARDOSO, J. A. F.; LIMA, A. M. N.; CUNHA, T. J. F.; RODRIGUES, M. S.; HERNANI, L. C.; AMARAL, A. J.; OLIVEIRA NETO, M. B. Organic matter fractions in a Quartzipsamment under cultivation of irrigated mango in the lower São Francisco valley region, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.39, n.4, p.1068-1078, 2015.
- CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R.; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. v.34, p. 277-289, 2010.
- CASTRO, C. N. Uma análise sobre diferentes opções de política para a agricultura irrigada no semiárido. **Boletim Regional, Urbano e Ambiental (IPEA)**, v. 16, p. 19-30, 2017.
- CBHSF, Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio São Francisco 2016-2025: RP1A - Diagnóstico da Dimensão Técnica e institucional. 2015.

CBHSF, Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Resumo Executivo do Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio São Francisco 2016-2025l. Alagoas, 2016. 300p.

CEPEA/CNA. Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada/Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil. PIB do agronegócio alcança participação de 26,6% no PIB brasileiro em 2020. Cepea/CNA, 2021.

CIAIS, P., SABINE, C.; BALA, G.; BOPP, L.; BROVKIN, V.; CANADELL, J.; CHHABRA, A.; DEFRIES, R.; GALLOWAY, J.; HEIMANN, M.; JONES, C.; LE QUÉRE, C.; MYNENI, R.B.; PIAO, S.; THORNTON, P. Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [STOCKER, T.F.; QIN, D.; PLATTNER, G.K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S.K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V.; MIDGLEY, P.M. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2013.

CIDIN, A. C. M. Estoque de carbono em solos brasileiros e potencial de contribuição para mitigação de emissões de gases de efeito estufa. 2016. 75 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura e Ambiente) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2016.

COSTA, O. V.; CANTARUTTI, R. B.; FONTES, L. E. F.; COSTA, L. M.; NACIF, P. G. S.; FARIAS, J. C. Estoque de carbono do solo sob pastagem em área de Tabuleiro Costeiro no sul da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.33, p.1137-1145, 2009.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira de grãos. v. 7 – safra 2019/20 – n. 12 – décimo segundo levantamento, Brasília, p. 1-68, 2020a.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar. v. 7 – safra 2019/20 – n. 3 – terceiro levantamento, Brasília, p. 1-62, 2020b.

COTTLE, D. J.; NOLAN, J. V.; WIEDEMANN, S. G. Ruminant enteric methane mitigation: a review. **Animal Production Science**. v. 51, p. 491-514, 2011.

DALAL, R. C.; ALLEN, D. E.; LIVESLEY, S. J.; RICHARDS, G. Magnitude and biophysical regulators of methane emission and consumption in the Australian agricultural, forest and submerged landscapes: a review. **Plant Soil**. v. 309, p. 43-76, 2007.

DOLAN, M.S.; CLAPP, C.E.; ALLMARAS, R.R.; BAKER, J.M.; MOLINA, J.A.E. Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soils as related to tillage, residue and nitrogen management. **Soil & Tillage Research**. v. 89, p. 221-231, 2006.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. The future of food and agriculture: Trends and challenges. Rome. p. 180, 2017.

FELLER, C.; BERNOUX, M. Historical advances in the study of global terrestrial soil organic carbon sequestration. **Waste Management**. v. 28, p. 734-740, 2008.

FOLLETT, R.; MOONEY, S.; MORGAN, J.; PAUSTIAN, k.; ALLEN JR, L. H.; ARCHIBEQUE, S.; BAKER, J. M.; DEL GROSSO, S. J.; DERNER, J.; DIJKSTRA, F.; FRANZLUEBBERS, A. J.; JANZEN, H.; KURKALOVA, L. A.; MCCARL, B. A.; OGLE, S. M.; PARTON, W.; PETERSON, J. M.; RICE, C. W.; ROBERTSON, G. P.;

SCHOENEBERGER, M.; WEST, T. O.; WILLIAM, J. Carbon sequestration and greenhouse gas fluxes in agriculture: challenges and opportunities. Task Force Report n°. 142. Council for Agricultural Science and Technology, Ames, Iowa, USA. 2011.

GOMES, L. C.; FARIA, M. R.; SOUZA, E.; VELOSO, G. V.; SCHAEFER, C. E. G.R.; FERNANDES FILHO, E. I. Modelling and mapping soil organic carbon stocks in Brazil. **Geoderma**. v. 340, p. 337-350, 2019.

GOUVELLO, C.; SOARES FILHO, B. S.; NASSAR, A. Estudo de baixo carbono para o Brasil. *Uso da Terra, Mudanças do Uso da Terra e Floresta*. Washington: Banco Mundial. p. 288, 2010.

GROPPO, J. D. LINS, S. R. M.; CAMARGO, P. B.; ASSAD, E. D.; PINTO, H. S.; MARTINS, S. C.; SALGADO, P. R.; EVANGELISTA, B.; VASCONCELLOS, E.; SANO, E. E.; PAVÃO, E.; LUNA, R.; MARTINELLI, L.A. Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. **Biogeosciences**. v. 12, p. 4765–4780, 2015.

GUO, L. B.; GIFFORD, R. M. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Global Change Biology**. v. 8, p. 345-360, 2002.

HOESLY, R. M.; SMITH, S. J.; FENG, L.; KLIMONT, Z.; JANSSENS-MAENHOUT, G.; PITKANEN, T.; SEIBERT, J. J.; VU, L.; ANDRES, R. J.; BOLT, R. M.; BOND, T. C.; DAWIDOWSKI, L.; KHOLOD, N.; KUROKAWA, J. I.; LI, M.; LIU, L.; LU, Z.; MOURA, M. C. P.; O'ROURKE, P. R.; ZHANG, Q. Historical (1750–2014) anthropogenic emissions of reactive gases and aerosols from the Community Emissions Data System (CEDs). **Geoscientific Model Development**. v. 11, p. 369–408, 2018.

HOOPER, A.B.; TERRY, K.R. Hydroxylamine oxidoreductase of *Nitrosomonas* production of nitric-oxide from hydroxylamine. **Biochimica et Biophysica Acta**. v. 571, p. 12-20, 1979.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção Pecuária Municipal. SIDRA, 2019. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ppm/tabelas>. Acesso em: 06 fev. 2021.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. EGGLESTON H.S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (eds.). Japan: IGES, 2006.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [CORE WRITING TEAM, PACHAURI, R.K.; MEYER, L.A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, p. 151, 2014.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [MASSON-DELMOTTE, V., P. ZHAI, A. PIRANI, S. L. CONNORS, C. PÉAN, S. BERGER, N. CAUD, Y. CHEN, L. GOLDFARB, M. I. GOMIS, M. HUANG, K. LEITZELL, E. LONNOY, J. B. R. MATTHEWS, T. K. MAYCOCK, T. WATERFIELD, O. YELEKÇI, R. YU AND B. ZHOU (eds.)]. Cambridge University Press. In Press. 2021.

JANZEN, H. The soil carbon dilemma: shall we hoard it or use it? **Soil Biology & Biochemistry**. v. 38, p. 419–424, 2006.

JOHNSTON, M.; LICKER, R.; FOLEY, J.; HOLLOWAY, T.; MUELLER, N. D. Closing the gap: global potential for increasing biofuel production through agricultural intensification. **Environmental Research Letters**. v. 6, n. 3, 2011.

KWEKU, D. W.; BISMARCK, O.; MAXWELL, A.; DESMOND, K. A.; DANSO, K. B.; OTI-MENSAH, E. A.; QUACHIE, A. T.; ADORMAA, B. B. Greenhouse Effect: Greenhouse Gases and Their Impact on Global Warming. **Journal of Scientific Research & Reports**. v. 17, 2017.

LAL, R. Enhancing crop yields in the developing countries through restoration of the soil organic carbon pool in agricultural lands. **Land Degradation & Development**. v. 17, p. 197–209, 2006.

LAL, R. Food security in a changing climate. **Ecohydrology & Hydrobiology**. v, 13, p. 8–21, 2013.

LAL, R. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global Change Biology**, v.24, p.1-17, 2018.

LAI, D. Y. F. Methane dynamics in Northern Peatlands: A review. **Pedosphere**. v. 19, p. 409-421, 2009.

LAPIG. Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento. Atlas Digital das Pastagens Brasileiras. Disponível em: <<https://pastagem.org/atlas/map>>. Acesso em: 15 de fevereiro de 2021.

LEHMANN, F.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**. v. 528, p. 60-68, 2015.

LORENZ, K.; LAL, R. Soil organic carbon — an appropriate indicator to monitor trends of land and soil degradation within the SDG Framework? Dessau-Roßlau, Germany: Umweltbundesamt. p. 52, 2016.

MACHADO, P. L. O. A. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Química Nova**. v. 28, n. 2, p. 329-334, 2005.

MACHADO, F. S.; PEREIRA, L. G. R.; GUIMARÃES JÚNIOR, R.; LOPES, F. C. F.; CHAVES, A. V.; CAMPOS, M. M.; MORENZ, M. J. F. Emissões de metano na pecuária: conceitos, métodos de avaliação e estratégias de mitigação. Juiz de Fora, MG: Embrapa Gado de Leite, 2011. 92 p. (Embrapa Gado de Leite. Documentos, 147). 2011.

MAGALHÃES, A. R. Vida e seca no Brasil. In: NYS, E. D.; ENGLE, N. L.; MAGALHÃES, A. R. (Ed), Secas no Brasil: política e gestões proativas. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. Banco Mundial. Brasília, p. 292, 2016.

MALÉZIEUX, E.; CROZAT, Y.; DUPRAZ, C.; LAURANS, M.; MAKOWSKI, D.; OZIER-LAFONTAINE, H.; RAPIDEL, B.; TOURDONNET, S.; VALANTIN-MORISON, M. Mixing plant species in cropping systems: concepts, tools and models. A review. **Agronomy for Sustainable Development**. v. 29, p. 43-62, 2009.

MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**, v.149, p.84-91, 2009.

MAIA, S. F. M.; OGLE, S. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Soil organic stock change due to land use activity along the agricultural frontier of the southwestern Amazon, Brazil, between 1970 and 2002. **Global Change Biology**. v. 16, p. 2775-2788, 2010.

MAIA, S. F. M.; CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; LAL, R.; BERNOUX, M.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. C. Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in Amazon and Cerrado biomes. **Soil & Tillage Research**. v. 133, p. 75-84, 2013.

MAPA. 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. Brasília, DF. 2012, p. 173.

MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P.; ALVES, L. M. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Climanásile**, v. 90, n. 2, p. 49-54, 2016.

MARI, A. G. Digestão anaeróbia de dejetos suínos na presença de produtos de limpeza e desinfecção na fase acidogênica. 2014. 61 f. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2014.

MARTIN, C.; MORGAVI, D. P.; DOREAU, M. Methane mitigation in ruminants: from microbes to the farm scale. **Animal**. v. 4, n. 3, p. 351-365, 2009.

MARTIN, J. L.; MARIS, V.; SIMBERLOFF, D. S. The need to respect nature and its limits challenges society and conservation science. **PNAS**, 113, n. 22, p. 6105-6112, 2016.

MCTI. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima – Volume III. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, p. 336, 2016.

MCTI. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas Sobre Mudança do Clima. p. 516, 2020.

MEDEIROS, S. A.; MAIA, S. M. F.; SANTOS, T. C.; GOMES, T. C. A. Soil carbon losses in conventional farming systems due to land-use change in the Brazilian semi-arid region **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 287, 2020.

MEDEIROS, S. A.; MAIA, S. M. F.; SANTOS, T. C.; GOMES, T. C. A. Losses and gains of soil organic carbon in grasslands in the Brazilian semi-arid region. **Scientia Agricola**. v. 78, n. 3, 2021.

MONDINI, C.; SEQUI, P. Implication of soil C sequestration on sustainable agriculture and environment. **Waste Management**. v. 28, n.4, p. 678-684, 2008.

MRE. Ministério das Relações Exteriores. Apresentação da Contribuição Nacionalmente Determinada do Brasil perante o Acordo de Paris. Disponível em: https://www.gov.br/mre/pt-br/canais_atendimento/imprensa/notas-a-imprensa/2020/apresentacao-da-contribuicao-

nacionalmente-determinada-do-brasil-perante-o-acordo-de-paris. Acesso em: 19 de junho de 2021.

NAKAEGAWA, T.; KITO, H.; HOSAKA, M. Discharge of major global rivers in the late 21st century climate Projected with the high horizontal resolution MRI-AGCMs. *Hydrological Processes*. v. 27, p. 3301-3318, 2013.

NOGUEIRA, L. A. H.; CAPAZ, R. S. Biofuels in Brazil: evolution, achievements and perspectives on food security. *Global Food Security*. v. 2, p. 117-125, 2013.

OGLE, S.M., CONANT, R.T., PAUSTIAN, K. Deriving grassland management factors for a carbon accounting approach developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Environmental Management*. v. 33, p.474-484, 2004.

OGLE, S.M.; PAUSTIAN, K. Soil organic carbon as an indicator of environmental quality at the national scale: monitoring methods and policy relevance. *Canadian Journal of Soil Science*. v. 85, p.531-540, 2005.

OGLE, S. M.; BREIDT, F. J.; PAUSTIAN, K. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry*. v.72, n.1, p.87-121, 2005.

ONTL, T. A.; SCHULTE, L. A. Soil Carbon Storage. *Nature Education Knowledge*. v. 3, 2012.

PACKER, A. P. C.; VILELA, V. A. A.; DEGASPARI, I. A. M.; RAMOS, N. P. Relatório de referência: Emissões de Gases de Efeito Estufa na Queima de Resíduos Agrícolas. Ministério da Ciência e Tecnologia, 2015.

PAUSTIAN, K.; LEHMANN, J.; OGLE, S. M.; REAY, D.; ROBERTSON, G. P.; SMITH, P. Climate-smart soils. *Nature Climate Change*, v.532, p.49-57, 2016.

RIGGS, C. E.; HOBBIE, S. E. Mechanisms driving the soil organic matter decomposition response to nitrogen enrichment in grassland soils. *Soil Biology & Biochemistry*. v. 99, p. 54-65, 2016.

RUSCHEL, A.P. O efeito estufa e a cultura arrozeira. *Lavoura Arrozeira*. v. 45, n.401, p.3-4, 1992.

RYAN, M. G.; LAW, B. E. Interpreting, measuring and modeling soil respiration. *Biogeochemistry*. v. 73, p.3-27, 2005.

SAMBUICHI, R. H. R.; OLIVEIRA, M. A. C.; SILVA, A. P. M.; LUEDEMANN, G. A sustentabilidade ambiental da agropecuária brasileira: impactos, políticas públicas e desafios. Brasília: Rio de Janeiro: IPEA. 2012, p. 52. (Texto para discussão, n.1782).

SAGULA, A. L. Biodigestão Anaeróbia de Cama de Frango em Co-digestão com Caldo de Cana-de-Açúcar. 2012. 56 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Energia na Agricultura) -Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu. 2012.

SCHARLEMANN, J. P.; TANNER, E. V.; HIEDERER, R.; KAPOV, V. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management*. v. 5, p. 81-91, 2014.

SCHLESINGER, W. H.; AMUNDSON, R. Managing for soil carbon sequestration: let's get realistic. **Global Change Biology**. v. 25, p. 386–389, 2018.

SCHROEDER, P. E.; WINJUM, J. K. Assessing Brazil's carbon budget: I. biotic carbon pools. **Forest Ecology and Management**. v. 75, 77–86, 1995.

SEEG. Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa. Emissões do setor de agropecuária: período 1970 – 2016. Disponível em: < <http://seeg.eco.br/>>. Acesso em: 25 de junho de 2019.

SIGNOR, D.; PISSIONI, L. L. M.; CERRI, C. E. P. Emissões de gases de efeito estufa pela deposição de palha de cana-de-açúcar sobre o solo. **Bragantia**. v. 73, n. 2, p.113-122, 2014.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. C.; COSTA JUNIOR, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. v. 35, p. 63-76, 2011.

SIQUEIRA, J. Co-digestão de glicerina bruta associada a esterco bovino na produção de biogás. 56 f. 2012. Dissertação (Mestrado em Bioenergia) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo. 2012.

SMITH P.; BUSTAMANTE, M.; AHAMMAD, H.; CLARK, H.; DONG, H.; ELSIDDIG, E.A.; HABERL, H.; HARPER, R.; HOUSE, J.; JAFARI, M.; MASERA, O.; MBOW, C.; RAVINDRANATH, N.H.; RICE, C.W.; ABAD, C. R.; ROMANOVSKAYA, A.; SPERLING, F.; TUBIELLO, F. Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [EDENHOFER, O.; PICHMADRUGA, R.; SOKONA, Y.; FARAHANI, E.; KADNER, S.; SEYBOTH, K.; ADLER, A.; BAUM, I.; BRUNNER, S.; EICKEMEIER, P.; KRIEMANN, B.; SAVOLAINEN, J.; SCHLÖMER, S.; VON STECHOW, C.; ZWICKEL, T.; MINX, J.C. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2014.

TEIXEIRA, M. N. O Sertão Semiárido. Uma relação de sociedade e natureza dinâmica de organização social do espaço. **Revista Sociedade e Estado**. v. 31, p. 769-797, 2016.

TILMAN, D.; CASSMAN, K. G.; MATSON, P. A.; NAYLOR, R.; POLASKY, S. Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**. v. 418, p. 671–677, 2002.

TUBIELLO, F. N.; SALVATORE, M.; FERRARA, A. F.; HOUSE, J.; FEDERICI, S.; ROSSI, S.; BIANCALANI, R.; GOLEC, R. D. C.; JACOBS, H.; FLAMMINI, A.; PROSPERI, P.; CARDENAS-GALINDO, P.; SCHMIDHUBER, J.; SANCHEZ, M. J. S.; SRIVASTAVA, N.; SMITH, P. The Contribution of Agriculture, Forestry and other Land Use activities to Global Warming, 1990–2012. **Global Change Biology**. v. 21, p. 2655–2660, 2015.

UN. United Nations. Department of Economic and Social Affairs. World Population Prospects 2019: Highlights. New York, 2019.

WASSMANN, R.; NEUE, H.U.; ALBERTO, M.C.R.; LATIN, R. S.; BUENO, C.; LLENARESAS, D.; PAPEN, H.; SEILER, W.; RENNENBERG, H. Fluxes and pools of

methane in wetland rice soil with organic inputs. **Environmental Monitoring and Assessment**. v.42, p.163-173, 1996.

WORLD BANK. World Bank Group, 2016. Disponível em: <<http://www.worldbank.org/>>. Acesso em: 25 jan. 2016.

WRAGE-MÖNNIG, N.; VELTHOF, G. L.; VAN BEUSICHEM, M. L.; OENEMA, O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 33, p. 1723-1732, 2001.

WYNES, S.; NICHOLAS, K.A. The climate mitigation gap: Education and government recommendations miss the most effective individual actions. **Environmental Research Letters**. v. 12, 2017.

ZHANG, J.; XING, Z.; WANG, J. Analysis of CO₂ emission performance and abatement potential for municipal industrial sectors in Jiangsu, China. **Sustainability**. 8, n. 7, p. 697-711, 2016.

ZHENG, X.; STREIMIKIENE, D.; BALEZENTIS, T.; MARDANI, A.; CAVALLARO, F.; LIAO, H. A review of greenhouse gas emission profiles, dynamics, and climate change mitigation efforts across the key climate change players. **Journal of Cleaner Production**. v. 234, p. 113-1133, 2019.

ZHU, X.; BURGER, M.; DOANE, T. A.; HORWATH, W. R. Ammonia oxidation pathways and nitrifier denitrification are significant sources of N₂O and NO under low oxygen availability. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**. v. 110, p. 6328-6333, 2013.

ZHU-BARKER, X.; STEENWERTH, K. Nitrous oxide production from soils in the future: processes, controls and responses to climate change. **Developments in Soil Sciences**. v. 35, p. 131-183, 2018.

ZHU-BARKER, X.; EASTER, M.; SWAN, A.; CARLSON, M.; THOMPSON, L.; HORWATH, W. R.; PAUSTIAN, K.; STEENWERTH, L. K. Soil management practices to mitigate nitrous oxide emissions and inform emission factors in arid irrigated specialty crop systems. **Soil Systems**. v. 3, 2019.

ZINN, Y. L.; LAL, R.; RESCK, D. V.S. Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. **Soil & Tillage Research**. v. 84, p. 28-40, 2005.

ZUO, D.; XU, Z.; ZHAO, J.; ABBASPOUR, K. C.; YANG, H. Response of runoff to climate change in the Wei River basin, China. **Hydrological Science Journal**. v. 60, 2015.

CAPÍTULO I

PANORAMA DA AGROPECUÁRIA NA BESF: EVOLUÇÃO E PERSPECTIVAS EM CENÁRIOS FUTUROS DE MUDANÇAS DO CLIMA

RESUMO

A agropecuária é uma atividade de grande importância no Brasil, ocupando também um lugar de destaque no mundo quanto à produção desse setor. A utilização racional dos recursos hídricos para atender às demandas atuais e futuras de suprimento alimentar sem contribuir negativamente com as mudanças climáticas é um desafio para o desenvolvimento agropecuario brasileiro. O objetivo deste trabalho é realizar um levantamento ao longo da série histórica compreendida entre 2005 e 2017 do setor agropecuario na Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF), bem como avaliar os impactos na produção agropecuária em função de simulações de diferentes cenários de mudanças climáticas futuras. A obtenção dos dados populacionais dos principais rebanhos, área colhida, produção e produtividade das principais culturas da BESF foram realizadas com base no banco de dados do Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA) compreendidos no período de 2005 a 2017. As perdas de produção agrícola foram quantificadas conforme metodologia empregada pelo IBGE. Simulações da produtividade agrícola para o período futuro foram realizadas a partir de cenários de mudanças do clima nas RCPs 4.5 e 8.5 pelo modelo climático ETA HadGEM2-ES CMIP5 para os períodos de (2021-2030), (2031-2040) e (2041-2050). O número de animais estimados na BESF em 2017 foi de 143,58 milhões de cabeças, representada principalmente pelas categorias animais de aves (110,98 milhões de cabeças), bovinos (16,84 milhões de cabeças) e ovinos (6,51 milhões de cabeças). A área total colhida das principais culturas no ano de 2017 foi estimada em 4,4 milhões de ha, constatando acréscimo de 2,97% em relação a 2005. A produção total das culturas analisadas foi estimada em 33,63 milhões de toneladas em 2017. Devido a eventos extremos no ano de 2012, nota-se a ocorrência das maiores perdas agrícolas para as culturas do feijão (33,2%), da mandioca (29,92%) e do milho (27,83%). As pastagens diante das mudanças climáticas apresentaram tendência a aumento na produtividade de biomassa permitindo um maior número de animais na região da BESF a partir de 2031-40 chegando a um valor total de 38,64 milhões de cabeças. Com estimativa de aumento na população animal e da produtividade das culturas, aliadas também pela frequência e intensidade das mudanças do clima, podem impactar negativamente as seguranças hídricas, alimentar e energéticas, nas próximas décadas, se não ocorrer adequações nos modelos de produção agropecuária da BESF.

Palavras-chave: Perdas agrícolas, segurança alimentar, recursos hídricos.

ABSTRACT

Agriculture is an activity of great importance in Brazil, also occupying a prominent place in the world in terms of production in this sector. The rational use of water resources to meet current and future demands for food supply without negatively contributing to climate change is a challenge for Brazilian agricultural development. The objective of this work is to carry out a survey along the historical series between 2005 and 2017 of the agricultural sector in the Extended Basin of the São Francisco River (BESF), as well as to evaluate the impacts on agricultural production due to simulations of different climate change scenarios future. The population data of the main herds, harvested area, production and productivity of BESF's main crops were obtained based on the IBGE Automatic Recovery System (SIDRA) database from 2005 to 2017. Agricultural production losses were quantified according to the methodology employed by IBGE. Agricultural productivity simulations for the future period were performed from climate change scenarios in RCPs 4.5 and 8.5 by the climate model ETA HadGEM2-ES CMIP5 for the periods (2021-2030), (2031-2040) and (2041- 2050). The number of animals estimated at BESF in 2017 was 143.58 million heads, mainly represented by the animal categories of birds (110.98 million heads), cattle (16.84 million heads) and sheep (6.51 million heads) of heads). The total harvested area of the main crops in 2017 was estimated at 4.4 million ha, an increase of 2.97% compared to 2005. The total production of the analyzed crops was estimated at 33.63 million tons in 2017 Due to extreme events in 2012, we note the occurrence of the greatest agricultural losses for the crops of beans (33.2%), cassava (29.92%) and corn (27.83%). Pastures in the face of climate change tended to increase biomass productivity, allowing for a greater number of animals in the BESF region from 2031-40 onwards, reaching a total value of 38.64 million heads. With an estimated increase in the animal population and crop productivity, allied also by the frequency and intensity of climate change, they may negatively impact water, food and energy security in the coming decades, if there are no adjustments in the BESF agricultural production models.

Key words: Agricultural losses, food security, water resources.

1 INTRODUÇÃO

O setor agropecuário desempenha papel fundamental na economia e na segurança alimentar do Brasil, tornando-se protagonista na produção de alimentos e matéria-prima que atendem à demanda do mercado externo, além do abastecimento da demanda do mercado interno (AMARAL; GUIMARÃES, 2017). Nas últimas cinco décadas, a contribuição da ciência, tecnologia e inovação, juntamente com a disponibilidade de recursos naturais, políticas públicas e organização das cadeias produtivas, potencializaram o crescimento do agronegócio brasileiro (EMBRAPA, 2018).

O Brasil tem se destacado na produção de grãos, principalmente com as culturas da soja e do milho, além de crescimento de todo o ramo pecuário. Na safra 2019/20, o país apresentou produção recorde de grãos, estimada em 257,8 milhões de toneladas, com destaque para as culturas da soja e do milho, que juntos representam 88,1% da produção nacional, com produções equivalentes a 124,8 e 102,5 milhões de toneladas, respectivamente, (CONAB, 2020). Em 2019, a economia brasileira evidenciou um leve crescimento no setor da pecuária de corte no PIB, passando de 8,3% para 8,5% do total do PIB (ABIEC, 2020), com um efetivo de rebanho bovino de 214,9 milhões de cabeças (IBGE, 2021a).

Os avanços científicos e tecnológicos têm contribuído fundamentalmente para o aumento da produção agropecuária através do aumento da produtividade, com redução de custos e assegurando oferta de alimentos de qualidade a fim de suprir a demanda de alimentos das pessoas, tendo em vista, que o aumento na quantidade de habitantes e o desenvolvimento socioeconômico são acompanhados geralmente de aumentos na demanda por terra, água e energia para o desenvolvimento da sociedade (BUENO; GALBIATTI; BORGES, 2005; SAATH; FACHINELLO, 2018; ISLAM; KARIM, 2019). No entanto, as mudanças no clima têm impactado negativamente a produção de alimentos no Brasil e no mundo, gerando riscos à segurança alimentar. Nesse contexto, observa-se que a produção agrícola mundial apresentou reduções de 21% nos últimos 50 anos e continuará a representar desafios para a agricultura nas próximas décadas com sérias ameaças à segurança alimentar e nutricional (ORTIZ-BOBEA et al., 2021).

A influência das mudanças no clima impactando os recursos hídricos tem gerado preocupações cada vez mais proeminentes, dificultando seriamente o desenvolvimento sustentável da economia e do meio ambiente nas bacias (ZHANG; JIN; YU, 2018; ISLAM; KARIM, 2019). As mudanças no clima produzem efeitos significativos nos recursos hídricos e nos ecossistemas de água doce (GODFRAY, 2011; RASK; RASK, 2011), com intensidade

e efeitos diferentes que variam de região. Como unidades básicas da formação natural dos recursos hídricos, as bacias hidrográficas têm sido adotadas como unidades físicas de reconhecimento, caracterização e avaliação, a fim de facilitar a abordagem sobre os recursos hídricos, onde as atividades humanas interferem de forma direta ou indireta no funcionamento da bacia, com implicações significativas dos impactos do clima para a gestão e planejamento da água à medida que se agravam a variabilidade nos processos naturais (VILAÇA et al, 2008; ZHANG; JIN; YU, 2018; ISLAM; KARIM, 2019).

O Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional, denominada de Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF), tem por objetivo assegurar a oferta de água a cerca de 12 milhões de habitantes da região, abrangendo em seu território grande biodiversidade visto que engloba os biomas Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica. A BESF é um dos principais mananciais hídricos do país, destacando-se por sua grande importância socioeconômica, com significativa contribuição do setor agropecuária, o qual vem aumentando sua relevância em termos de geração de riqueza e emprego ao longo dos anos. Contudo, não se pode deixar de notar que a agropecuária é a atividade econômica que mais utiliza água da bacia (CBHSF, 2016). Com a crescente demanda da população neste século por alimentos, fibras e biocombustíveis, a agropecuária brasileira enfrentará grandes desafios para manter o crescimento da produção de alimentos de forma sustentável e se adaptar às mudanças do clima (STEVANOVIĆ et al., 2016). Para a região semiárida do Nordeste brasileiro, cenários de mudanças climáticas tornam-se ainda mais críticos sobre os recursos hídricos, necessitando prioritariamente de adaptações de aspecto inovador que garantam produção, emprego e renda para a população de forma sustentável (CARVALHO, 2012; SOUZA FILHO, 2012).

A disponibilidade e o acesso a alimentos podem ser afetados tanto por aspectos relacionados à produção quanto por perdas e desperdícios, especialmente nas etapas de distribuição (BELIK et al., 2012; COSTA; GUILHOTO; BURNQUIST, 2015). As perdas da cadeia produtiva de alimentos são oriundas do baixo aporte tecnológico no manejo das lavouras, a falta de infraestrutura logística de transporte e armazenamento de alimentos, apresentando graves problemas socioeconômicos para o país (IBGE, 2004; ARRUDA, 2017). Em um primeiro momento, as perdas ocorrem entre a semeadura até o momento que antecede a colheita, causada por adversidades abióticas, ataque de pragas e doenças e por fatores econômicos. Durante a colheita as perdas são causadas por falta de manutenção e regulação das máquinas, além de anormalidades climáticas. Nas etapas após a colheita, as perdas são

oriundas da insuficiência estrutural de transporte e no armazenamento inadequado (IBGE, 2004).

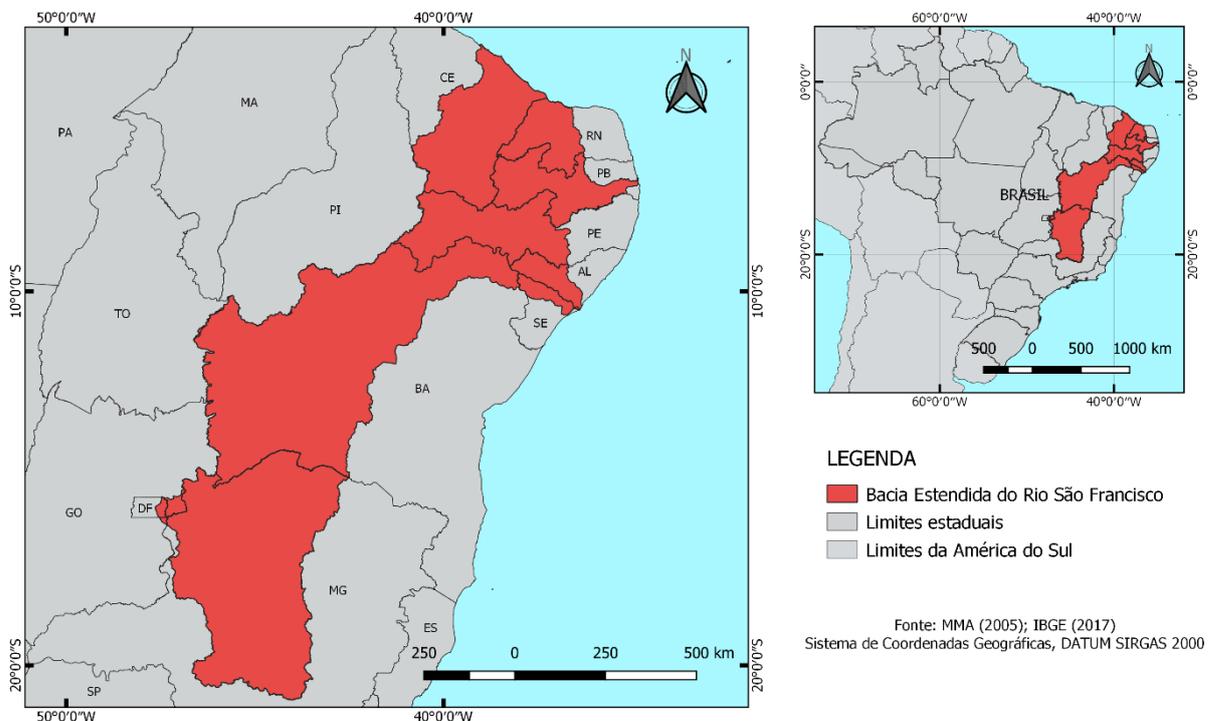
Desta forma, o objetivo do trabalho é realizar avaliação no panorama da cadeia produtiva agropecuária na Bacia Estendida do Rio São Francisco, acompanhando seu comportamento ao longo da série histórica compreendida entre 2005 e 2017, bem como avaliar os impactos na produção agrícola em função de simulações de diferentes cenários futuros influenciados pelas mudanças no clima.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

A área selecionada para o estudo é um empreendimento de infraestrutura hídrica compreendida pela Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF), denominada oficialmente de Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional (Figura 1). Seu uso é destinado a garantir segurança hídrica na região que se encontra na área do Polígono das Secas, sendo que parte do semiárido ao norte do rio São Francisco convive com a escassez de água e má distribuição das chuvas por longos períodos.

Figura 1. Localização da Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF).



O projeto de transposição do rio São Francisco previa conduzir a água até os principais açudes da região a partir dos pontos de captação em Cabrobó (PE) e Itaparica (PE) por meio da inclusão de dois canais: o Eixo Norte, que fornecerá água para os sertões de Pernambuco, Ceará, Paraíba e Rio Grande do Norte; e o Eixo Leste, que beneficiará parte do Sertão e das regiões Agreste de Pernambuco e da Paraíba (BRASIL, 2004; CASTRO, 2011). O ponto de captação do Eixo Norte tem início em Cabrobó (PE) conduzindo a água por, aproximadamente, 402 km de canais artificiais. Já o Eixo Leste, tem sua captação iniciada em Itaparica (PE), percorrendo por canais cerca de 220 km até o rio Paraíba (PB). Com o

funcionamento dos dois eixos da transposição, o resultado é o beneficiamento das bacias hidrográficas dos rios Jaguaribe-Metropolitano (CE), Apodi (RN), Piranhas-Açu (PB-RN), Paraíba (PB), Moxotó e Brígida (PE) que já fazem parte da região hidrográfica da bacia do Rio São Francisco submédio (BRASIL, 2004). Desta maneira, a área total da Bacia Estendida do Rio São Francisco abrange um território de aproximadamente 841.600 km², distribuído entre os Estados de Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Distrito Federal, Goiás, Tocantins, Paraíba, Rio Grande do Norte e Ceará, em que 984 municípios estão circunscritos na região da BESF.

2.2 Dados das atividades agropecuárias na Bacia Estendida do Rio São Francisco

2.2.1 População animal

A obtenção dos dados populacionais dos principais rebanhos da BESF foi feita com base no banco de dados do Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA) que disponibiliza informações agregadas da Produção da Pecuária Municipal (PPM) (IBGE, 2019a) por Municípios e Unidade da Federação e do Censo Agropecuário de 2006 (IBGE, 2006), que fornece informações estatísticas anuais sobre efetivo dos rebanhos, vacas ordenhadas e produtos de origem animal, com informações para todo o território nacional.

2.2.1.1 População de bovinos de Corte

A população do rebanho de bovinos de corte foi obtida pela subtração entre os bovinos totais e as vacas ordenhadas, com base no IBGE. Esses dados foram organizados por cada município que faz parte da BESF durante o período de 2005 a 2017. O rebanho de gado de corte foi classificado em: 1) bovinos com menos de 1 ano; 2) bovinos entre 1 e 2 anos; 3) touros; 4) bovinos fêmeas de corte com 2 anos ou mais, não confinados; 5) bovinos machos de corte com 2 anos ou mais, não confinados e 6) outros bovinos de corte com 2 anos ou mais, confinados.

Para divisão de rebanho animal foram utilizadas às populações por idade do Censo Agropecuário do IBGE (IBGE, 2006), no qual se obteve as proporções das populações de cada categoria animal por unidade da federação (UF) em todos os anos no período de 2005 a 2017. Do número total de animais estipulou-se a porcentagem de cada categoria que compõe o rebanho de bovinos de corte da BESF, utilizando a equação (1) para o cálculo das proporções de categoria (PC).

$$PC (\%) = \frac{PAC}{PTBC} \times 100 \quad (1)$$

Em que:

PC (%): representa a proporção de categoria (%); PAC: é a população de animais por categoria (número de cabeças) e PTBC: é a população total de bovinos de corte (número de cabeças).

O número equivalente à quantidade de animais por categoria (QAC) em cada município foi estimado após a obtenção da porcentagem da classificação das categorias dos estados da união federativa que compõe a BESF para todos os anos entre 2005 a 2017, com a utilização da equação (2).

$$QAC = PC \times PTBC \quad (2)$$

Em que:

QAC: refere-se à quantidade de animais por categoria (número de cabeças); PC: é a proporção de categoria (%) e PTBC: representa a população total de bovinos de corte (número de cabeças).

2.2.1.2 População de bovinos de Leite

Os dados da população de bovinos leiteiros foram obtidos de tabelas da população de vacas ordenhadas disponibilizada do banco de dados do IBGE – Pesquisa da Pecuária Municipal (PPM) (IBGE, 2019a) por unidade da federação e por municípios do período de 2005 a 2017.

Tendo em vista às diferenças edafoclimáticas de todo o território nacional e a diversidade cultural existente na população brasileira, adotou-se como base as diretrizes expostas nos guias do IPCC (2006), adequadas aos sistemas de produção de leite brasileiro, submetendo ao rebanho de vacas leiteiras a uma divisão na população resultando nas categorias de 1) alta produção e 2) baixa produção (MCTI, 2020).

A classificação das categorias do rebanho de vacas leiteiras foi realizada admitindo-se o valor limite de produtividade de leite de 2000 litros vaca ordenhada⁻¹ ano⁻¹ como referência para a divisão do número de vacas de alta e baixa produção, considerando a categorização dos sistemas de produção de leite do rebanho brasileiro com base na produtividade animal proposta por Assis et al. (2005) e Stock et al. (2007). Desta forma, animais com produtividade igual ou acima do valor de referência foram classificados como vacas leiteiras de alta

produção e aquelas com produtividade abaixo do valor de referência, como vacas leiteiras de baixa produção. A produtividade foi obtida pela divisão da produção de leite pela população de vacas ordenhadas em nível municipal durante o período de 2005 a 2017.

2.2.1.3 Suínos

A população de suínos foi desagregada em seis categorias em função da idade e regime de criação: 1) suínos aleitamento/creche em regime de criação industrial (compreende os animais desde o nascimento até completarem 65 dias de idade, passando pela fase de aleitamento e creche); 2) suínos aleitamento/creche em regime de criação para subsistência; 3) suínos em engorda industrial (compreende a fase dos 65 dias de vida até a idade do abate dos animais); 4) suínos em engorda para subsistência; 5) suínos reprodutores de criação industrial (total de fêmeas e machos de suínos destinados à reprodução, ainda que não tenham reproduzido); e 6) suínos reprodutores para subsistência.

Para obtenção dos dados da população total de suínos foi utilizada as informações do banco de dados IBGE – Pesquisa da Pecuária Municipal (PPM) (IBGE, 2019a) que passou a incluir a população de matrizes e os dados do Censo Agropecuário de 2006 (IBGE, 2006) que consta a desagregação da população em matrizes, varrões e demais suínos. A categoria reprodutores foi criada pelo somatório das populações de matrizes e varrões, da qual a proporção em relação à população total de suínos do Censo de 2006 (IBGE, 2006) foi aplicada na população total de suínos dos municípios que compõe a BESF considerando o valor atribuído aos seus respectivos Estados, corrigindo a população de matrizes a partir do ano de 2013, em razão da inclusão dessa população na série histórica do IBGE, em função do percentual de matrizes e varrões obtidos do Censo Agropecuário de 2006.

A população de animais do nascimento à terminação foi representada pela subtração entre a população total de suínos e a de reprodutores. Essa população resultante desagregou-se em suínos de aleitamento/creche e suínos em engorda, considerando o tempo de duração de cada fase, 65 dias e 110 dias, respectivamente, levando em conta um ciclo de 175 dias do nascimento ao abate. Fundamentado na duração de cada fase em relação ao tempo total do nascimento ao abate, determinou-se que 63% da população (subtraída dos reprodutores) representa a categoria suínos em engorda e 37% suínos em aleitamento/creche.

As estimativas quanto ao regime de criação foram desagregadas tendo como referência os dados entre abates industriais (ABPA, 2019) e abates na condição de subsistência (SESI, 2019), cuja população por categoria foi estimada a partir da proporção de animais em regime

de criação industrial (confinado) e de subsistência (criados livres) por estados circunscritos na BESF.

2.2.1.4 População de outras categorias animais

Aves

A população de aves foi separada em três categorias: 1) galinhas poedeiras (total de aves fêmeas da espécie *Gallus gallus* destinadas à produção de ovos, independentemente do destino da produção - consumo, industrialização ou incubação - inclui poedeiras e matrizes); 2) frangos, pintos e galos; e 3) codornas.

O IBGE (2019a) disponibiliza informações das populações de galináceos totais e de galinhas. Para calcular a população de frangos, pintos e galos, foi utilizada a população de galináceos totais subtraindo a população de galinhas de cada município e Estado dentro de cada ano. A desagregação de galos da população de frangos e pintos foi considerada desnecessária, tendo em vista que essa população é destinada a corte.

Para a categoria codornas o IBGE contabilizada a população separadamente, não entrando no valor galináceos. Desta forma, os dados englobam o total de aves da espécie *Coturnix coturnix* destinadas à produção de ovos e abate, independente do sexo ou idade.

Caprinos, Ovinos, Bubalinos e Equinos

O banco de dados utilizado para as populações de caprinos (bodes, cabras e cabritos), ovinos (ovelhas, carneiros e borregos), bubalinos (búfalos e búfalas) e equinos (cavalos e éguas) foi obtido do IBGE – Pesquisa da Pecuária Municipal (PPM) (IBGE, 2019a), independentemente de sexo, idade ou finalidade de criação entre os anos de 2005 até 2017 desagregadas por municípios e unidade da federação que compõe a BESF.

2.2.2 Dados das principais culturas agrícolas

As informações de área colhida (ha), produção (toneladas) e produtividade (Kg ha^{-1}) foram consideradas para as culturas agrícolas temporárias: arroz, cana-de-açúcar, feijão, mandioca, milho e soja. Os dados coletados foram segregados por municípios e unidades federativas utilizando a séria histórica disponível no Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA), por meio da pesquisa Produção Agrícola Municipal (PAM) (IBGE, 2019b) para os anos compreendidos no período de 2005 a 2017.

Outras fontes de dados foram consultadas para obtenção de informações que contribuíssem com maior detalhamento e precisão para as culturas do arroz e cana-de-açúcar. Considerando as diferentes condições de cultivo de arroz os dados obtidos foram estratificados por regime hídrico (EMBRAPA, 2018; IRGA, 2018) e sistema de semeadura (EMBRAPA, 2018). Para o levantamento de informações do cultivo de cana-de-açúcar foram realizadas pesquisas nas principais instituições fornecedoras de dados de área colhida, produção e produtividade, sendo estes o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2019b) e a Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB, 2018).

2.3 Perdas da cadeia produtiva da agricultura

As perdas de produção agrícola do plantio à pré-colheita ocorrem desde o período da semeadura até o momento imediato que antecede ao início da colheita. Para quantificar as perdas de produção utilizou-se o modelo de cálculo de índice de perdas, conforme metodologia empregada pelo IBGE (IBGE, 2004). As variáveis utilizadas no cálculo do índice de perdas agrícolas foram à área plantada, área colhida, produção e rendimento médio das culturas (arroz, cana-de-açúcar, feijão, mandioca, milho e soja) entre os anos de 2005 e 2017, a nível municipal e estadual, disponibilizados no Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA), por meio da pesquisa Produção Agrícola Municipal (PAM) (IBGE, 2020).

O modelo de cálculo para obtenção da produção não realizada por perda de área (Pnp) utiliza a diferença entre a área plantada (Ap) e a área efetivamente colhida (Ac), multiplicado pelo rendimento médio (R) de uma determinada cultura no ano de referência, conforme a equação 3. No entanto, havendo perda total da área plantada ($Ap - Ac = Ap$), o R adotado é obtido pela média dos rendimentos médios dos últimos cinco anos (μ).

$$Pnp = (Ap - Ac) \times R \quad (3)$$

Para o cálculo da componente produção não realizada por declínio do rendimento das lavouras (Pnr), aplicou-se a equação 4, sempre que a diferença entre a média dos rendimentos médios obtidos nos cinco últimos anos anteriores ao de referência (μ_r) e o rendimento médio da cultura no ano de referência (R), apresentasse valor maior que zero.

$$Pnr = (\mu_r - R) \times Ac \quad (4)$$

A produção não realizada (P_n) no ano de referência é obtida pelo somatório da produção não realizada por declínio do rendimento da lavoura (P_{nr}) e a produção não realizada por perda de área (P_{np}) (Equação 3).

$$P_n = P_{nr} + P_{np} \quad (5)$$

A soma da produção realizada (P_r) com a produção não realizada (P_n) corresponde a uma aproximação do potencial de produção até a pré-colheita (PR), em um ano de referência, de acordo com a equação 4.

$$PR = P_r + P_n \quad (6)$$

O índice de perdas do plantio até a pré-colheita (Pe) de cada cultura no ano de referência é representada pelo quociente da divisão de produção não realizada (P_n) por uma aproximação do potencial de produção até a pré-colheita (PR), conforme a equação (5).

$$Pe = \frac{P_n}{PR} \times 100 \quad (7)$$

Os cálculos foram realizados para cada município e estado que compõem a BESF, referentes ao período de 2005 a 2017.

2.4 Projeções de produtividade agrícola e população animal em cenários climáticos futuros

Para quantificar os impactos das mudanças climáticas na produção agrícola da BESF foi utilizado o Simulador de Cenários Agrícolas (SCENAGRI), desenvolvido pela Embrapa Informática em conjunto com a Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), que permite a simulação de cenários agrícolas futuros utilizando dados de diversos modelos de projeções climáticas regionalizadas. O IPCC desenvolveu cenários que representam tendências globais para o clima, denominados de RCP (*Representative Concentration Pathways*), que servem como entrada para modelagem climática e química atmosférica nos experimentos numéricos do CMIP5 (*Coupled Model Intercomparison Project Phase 5*). Neste trabalho, a análise sobre a projeção da produtividade agrícola para o período futuro foi simulada a partir de cenários que levaram em conta os efeitos das mudanças climáticas utilizando as RCPs 4.5 e 8.5 (forçante radiativa de estabilização 4,5 e 8,5 $W m^{-2}$, respectivamente), cenários que

representam o equivalente as emissões intermediárias-baixas e altas emissões, respectivamente.

Na região da BESF, foram identificadas todas as estações meteorológicas existentes utilizando os dados de temperatura máxima, temperatura mínima e precipitações diárias das bases NASA Power e Daily gridded meteorological variables in Brazil (1980-2013), desenvolvido por Xavier; King; Scanlon (2015). A incorporação dos dados fornecidos pelo modelo climático regional ETA dirigido pelo modelo global HadGEM2-ES CMIP5 para os períodos de (2021-2030), (2031-2040) e (2041-2050), indicado no AR5 do IPCC com 11.000 pontos de grade em todo o Brasil, foram utilizados no Simulador de Cenários Agrícolas da Embrapa, com objetivo de projetar os impactos na produtividade agrícola das culturas do arroz, feijão, mandioca, milho e soja, além da biomassa de pastagens compostas por braquiária e panicum cultivadas nos municípios da BESF. O modelo Eta é um modelo de mesoscala em ponto de grade, de equações primitivas, caracterizado pela coordenada vertical (Mesinger, 1984), que representa a topografia por etapas, e cobre praticamente toda a América do Sul. Já a família de modelos HadGEM2 (*Hadley Center Global Environment Model version 2*) compreende uma gama de configurações de modelos específicos, incorporando diferentes níveis de complexidade, mas com uma estrutura física comum, incluindo uma configuração atmosfera-oceano acoplada, com ou sem uma extensão vertical na atmosfera para incluir uma estratosfera bem resolvida, e uma configuração do sistema Terra que inclui vegetação dinâmica, biologia oceânica e química atmosférica.

A produtividade potencial para os anos estudados, a partir do ano base de 2017 foi determinada pelos dados do IBGE, utilizando o modelo ETA-HadGEM2-ES CMIP5 para se determinar os impactos futuros. A partir dos dados diários do modelo climatológico foi simulado o cálculo do Índice de Satisfação das Necessidades de Água (ISNA) (ETr/ETc) para cada município da BESF. Logo após, o valor do ISNA foi aplicado na produtividade potencial, para se determinar a produtividade real, conforme a equação 8 proposta por Doorenbos; Kassam (1979):

$$Yr = Yp \left\{ 1 - Ky \left[1 - \left(\frac{ETr}{ETp \times Kc} \right) \right] \right\} \quad (8)$$

Em que:

Yr: produtividade estimada; Yp: produtividade potencial; ETr: evapotranspiração real da cultura; ETp: evapotranspiração potencial da cultura, estimada pelo método de

Thornthwaite (1948); Kc: coeficiente de cultura para cada fase fenológica; Ky: coeficiente de penalização da produtividade por déficit hídrico, variável com a fase fenológica da cultura.

Com a estimativa da produtividade real para os anos estudados de cada município produtor, a partir do ano base de 2017, foi realizada a espacialização da produtividade para os anos futuros e a determinação de ganho e/ou perda de produtividade com a diferença entre a produtividade do ano de 2017 e a dos períodos futuros. Para as estimativas do número de animais na BESF foram considerados apenas os rebanhos bovinos, caprinos, ovinos, equinos e bubalinos. Em um primeiro instante foram realizadas estimativas de biomassa das pastagens cultivadas nos municípios circunscritos na região da bacia com dados simulado com o modelo climático ETA-HadGEM2-ES CMIP5. A partir dos resultados em relação à biomassa foi admitido que 75% das pastagens eram compostas por braquiária e 25% por panicum. Com isso, os valores de produção de biomassa das pastagens de cada município foram correlacionados com o número total de animais dos rebanhos, determinando assim, as mudanças durante os períodos de 2021-2030, 2031-2040 e 2041-2050 utilizando taxa de variação média decorrentes da produção de biomassa estimada para cenários de mudanças climáticas futuras, a partir do ano base de 2017. Com o número total de animais estimados para cada período dos cenários futuros foi realizada desagregação de cada rebanho (bovinos de corte e leite, caprinos, ovinos, equinos e bubalinos) de acordo com as proporções que cada categoria apresentava no ano base de 2017. Os dados das projeções de produtividade agrícola e população animal em cenários climáticos futuros foram gerados e disponibilizados pelo pesquisador Dr. Eduardo Delgado Assad e sua equipe da Embrapa Informática Agropecuária.

Dados de produtividade da cana-de-açúcar em cenários futuros, considerando os impactos das mudanças do clima, foram obtidos a partir do trabalho de Araújo et al. (2014), em que são apresentados a variação percentual média da produtividade referentes aos períodos de 2040-2070 e 2070-2100 (Tabela 1), utilizando os cenários (B2) relativamente mais otimistas, com previsão de aumento de temperatura entre 1,4°C e 3,8°C até 2100. O percentual de produtividade do período de 2040-2070 foi utilizado de acordo com a variação de cada estado que faz parte da bacia, aplicando a variação percentual do período presente para 2050. Com a produtividade do ano de 2050 estabelecida foi realizado cálculo utilizando taxa de variação média (equação 9) anual para determinar a produtividade média dos períodos de 2021-2030, 2031-2040 e 2041-2050.

$$y = f(x) = \frac{f(x_0) - f(x)}{x_0 - x} \quad (9)$$

Tabela 1. Variação percentual média da produtividade da cultura da cana-de-açúcar na região Nordeste brasileira.

| Nordeste e Estados | Municípios | Cenário B2 | |
|---------------------|------------|------------|----------|
| | | 2040/70 | 2070/100 |
| Nordeste | 1044 | 0,05 | -0,14 |
| Piauí | 75 | -1,10 | 3,72 |
| Ceará | 111 | -10,38 | -8,48 |
| Rio Grande do Norte | 113 | -15,84 | -16,16 |
| Paraíba | 126 | -6,78 | -7,50 |
| Pernambuco | 128 | -1,64 | -3,97 |
| Alagoas | 66 | 15,39 | 13,59 |
| Sergipe | 59 | 14,27 | 13,94 |
| Bahia | 262 | 6,92 | 5,72 |

Fonte: Adaptado de Araújo et al. (2014).

É importante salientar que para os municípios em que o território não pertence totalmente a BESF, foi assumido à proporção de área parcialmente inserida na BESF que cada município apresenta, estipulando os dados a partir da aplicação das proporções as informações colhidas da produção pecuária e agrícola municipal. Os dados de produtividade agrícola foram submetidos à análise de normalidade, a fim de identificar as hipóteses H_0 (os dados têm distribuição normal) e H_1 (os dados não têm distribuição normal), por meio da aplicação do teste de Shapiro-Wilk, considerando um nível de significância de 5%, com posterior atribuição de boxplot para os dados que não apresentaram distribuição normal, utilizando o software livre para programação estatística R (R CORE TEAM, 2021).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Atividade agropecuária na BESF

3.1.1 População animal

Em 2005, a população estimada de animais na BESF foi de 106,06 milhões de cabeças (Tabela 2), sendo 71,45% representada por aves. Em seguida, destacaram-se os bovinos, com 16,18% do total da população, sendo que 13,73% representavam bovinos de corte e 2,45% bovinos leiteiros. As categorias caprinos, ovinos, suínos, equinos e bubalinos corresponderam a 12,36% do número de total animais da BESF.

Tabela 2. Evolução da população animal na Bacia Estendida do Rio São Francisco durante a série histórica de 2005 a 2017, desagregadas em categorias animais.

| Ano | População animal (em milhões de cabeças) | | | | | | | | Total |
|------|--|---------|-------|----------|--------|--------|---------|-----------|--------|
| | Aves | Bovinos | | Caprinos | Ovinos | Suínos | Equinos | Bubalinos | |
| | | Corte | Leite | | | | | | |
| 2005 | 75,78 | 14,56 | 2,60 | 5,37 | 4,32 | 2,67 | 0,74 | 0,01 | 106,06 |
| 2006 | 73,86 | 15,28 | 2,69 | 5,42 | 4,48 | 2,70 | 0,75 | 0,02 | 105,18 |
| 2007 | 78,95 | 15,84 | 2,84 | 4,53 | 4,43 | 2,72 | 0,73 | 0,01 | 110,06 |
| 2008 | 77,84 | 15,87 | 2,93 | 4,58 | 4,52 | 2,74 | 0,72 | 0,02 | 109,22 |
| 2009 | 79,96 | 15,73 | 3,15 | 4,45 | 4,78 | 2,73 | 0,70 | 0,01 | 111,52 |
| 2010 | 80,46 | 16,15 | 3,24 | 4,56 | 4,94 | 2,77 | 0,70 | 0,02 | 112,83 |
| 2011 | 94,72 | 17,02 | 3,27 | 4,64 | 5,15 | 2,78 | 0,69 | 0,02 | 128,30 |
| 2012 | 96,38 | 16,31 | 3,08 | 4,17 | 4,73 | 2,70 | 0,67 | 0,02 | 128,08 |
| 2013 | 97,80 | 16,29 | 3,13 | 4,47 | 5,23 | 2,68 | 0,66 | 0,03 | 130,29 |
| 2014 | 106,67 | 16,28 | 3,18 | 4,69 | 5,72 | 2,78 | 0,66 | 0,03 | 140,02 |
| 2015 | 103,90 | 15,98 | 2,91 | 5,32 | 6,47 | 2,89 | 0,68 | 0,03 | 138,18 |
| 2016 | 104,25 | 15,66 | 2,72 | 5,51 | 6,67 | 3,10 | 0,69 | 0,03 | 138,63 |
| 2017 | 110,98 | 14,69 | 2,15 | 5,36 | 6,51 | 3,14 | 0,71 | 0,03 | 143,58 |

Fonte: Autor (2021).

O número de animais estimados em 2017 foi de 143,58 milhões de cabeças (Tabela 2), o que corresponde a 8,28% do total da população dos principais rebanhos da pecuária nacional, demonstrando que a participação no efetivo do rebanho brasileiro corrobora com a proporção territorial da BESF no Brasil, a qual equivale por aproximadamente 9,9% do território nacional, com aumento da população de aves (46,45%), ovinos (50,69%) e suínos (17,60%), se comparado a 2005. Os rebanhos da BESF que se destacam com maior

participação no efetivo brasileiro são os caprinos (52,26%) e ovinos (35,0%), criações tradicionais da região da BESF. Já os demais rebanhos de bovinos, equinos, suínos e aves correspondem entre 7,58 e 12,84% do efetivo animal de cada categoria, estando em conformidade com a proporção do território da BESF no Brasil.

Aves

Quando considerado o conjunto de galinhas, galos, frangos, pintos e codornas, observa-se que a BESF apresentava 75,78 milhões de cabeças no ano de 2005 (Tabela 2), sendo 57,25 milhões de cabeças de frangos, pintos e galos, 18,25 milhões de cabeças de galinhas e 0,28 milhão de cabeças de codornas (Tabela 3). Em 2017, houve um aumento de 46,45% no número total de aves em relação ao ano de 2005. Sendo o efetivo de frangos, pintos e galos representado por 79,27% do total de aves, seguido pela população de galinhas responsáveis a 19,70% e as codornas 1,03%, refletindo em produção total de 110,98 milhões de cabeças de aves (Tabela 2). Entre 2005 e 2012, percebe-se intensa variação na população de codornas, com alta de 303,31%, tornando essa atividade uma opção de renda, possibilitada pela não necessidade de grandes áreas de produção.

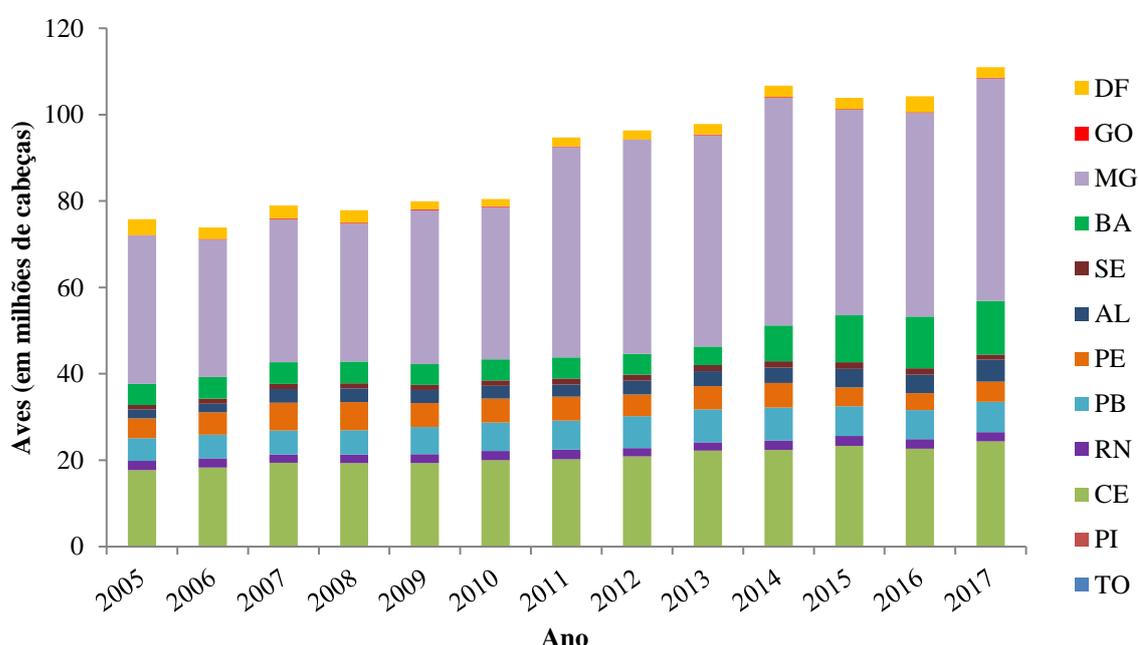
Tabela 3. População de aves na BESF, desagregadas por categorias, para o período de 2005 a 2017.

| Ano | Galinhas | Frangos, pintos e galos | Codornas | Total |
|------|--------------------|-------------------------|----------|--------|
| | Milhões de cabeças | | | |
| 2005 | 18,25 | 57,25 | 0,28 | 75,78 |
| 2006 | 18,59 | 54,98 | 0,29 | 73,86 |
| 2007 | 19,57 | 58,94 | 0,44 | 78,95 |
| 2008 | 19,13 | 58,23 | 0,48 | 77,84 |
| 2009 | 19,11 | 60,38 | 0,47 | 79,96 |
| 2010 | 19,13 | 60,84 | 0,49 | 80,46 |
| 2011 | 19,32 | 74,82 | 0,58 | 94,72 |
| 2012 | 19,17 | 76,73 | 0,48 | 96,38 |
| 2013 | 19,83 | 77,47 | 0,50 | 97,80 |
| 2014 | 19,95 | 86,19 | 0,53 | 106,67 |
| 2015 | 20,32 | 82,35 | 1,23 | 103,90 |
| 2016 | 20,54 | 82,81 | 0,90 | 104,25 |
| 2017 | 21,87 | 87,97 | 1,14 | 110,98 |

Fonte: Autor (2021).

O Estado de Minas Gerais foi a principal região produtora da BESF com 51,48 milhões de cabeças, seguido pelos Estados do Ceará e Bahia com efetivo no número de aves de 24,37 e 12,44 milhões de cabeças, respectivamente (Figura 2), no ano de 2017. Juntos MG, CE e BA detém a maior quantidade do efetivo de aves da BESF, correspondendo a 79,56% da produção no mesmo ano, com estimativa de valor total equivalente a 88,30 milhões de cabeças.

Figura 2. População de aves na BESF, desagregadas por Unidade Federativa, para o período de 2005 a 2017.



Fonte: Autor (2021).

O aumento no número total de aves no período entre 2005 e 2017 pode ser justificado pelo avanço do melhoramento genético, a nutrição, o desenvolvimento de vacinas, melhorias constante na produtividade, equipamentos específicos para o setor de avicultura e melhor gestão na produção (SOUZA; OSAKI, 2005; AUGUSTO, 2007; PATRICIO et al, 2012), aliado a uma significativa mudança nos hábitos alimentares da população, com aumento no consumo de proteína animal, destacando-se consideravelmente o consumo de carne de frango.

Bovinos de corte

Com base nas estimativas feitas a partir da Produção da Pecuária Municipal do Brasil (IBGE, 2019a) a BESF possuía em 2005 um rebanho de bovino de corte de 14,56 milhões de cabeças, descontadas as vacas leiteiras. Quando a bovinocultura de corte é desagregada em

categorias observa-se que o principal representante do rebanho é a categoria de bovinos entre um e dois anos de idade com 5,34 milhões de cabeças, seguida pelas categorias bovinas menores que um ano de idade (4,26 milhões de cabeças) e machos maiores que dois anos de idade não confinados (2,98 milhões de cabeças) (Tabela 4). Minas Gerais foi o estado que compõe a área territorial da BESF com o maior número de animais (7,07 milhões de cabeças), seguido pelos estados da Bahia e Ceará com efetivo bovino de 2,91 e 1,61 milhões de cabeças, respectivamente (Figura 3).

Tabela 4. Efetivo de bovinos de corte totais e desagregados por categorias nos anos de 2005 a 2017 na BESF.

| Ano | Bovinos | | Touros | Machos | Fêmeas | Outros > 2 anos | Total |
|---------------------------------|---------|--------------|--------|----------------|--------|--------------------|-------|
| | < 1 ano | 1 a < 2 anos | | > 2 anos (NC)* | | | |
| Rebanho (em milhões de cabeças) | | | | | | | |
| 2005 | 4,26 | 5,34 | 0,50 | 2,98 | 1,33 | 0,15 | 14,56 |
| 2006 | 4,48 | 5,61 | 0,52 | 3,13 | 1,40 | 0,14 | 15,28 |
| 2007 | 4,66 | 5,81 | 0,55 | 3,23 | 1,43 | 0,16 | 15,84 |
| 2008 | 4,70 | 5,87 | 0,55 | 3,17 | 1,39 | 0,19 | 15,87 |
| 2009 | 4,73 | 5,91 | 0,56 | 3,04 | 1,30 | 0,19 | 15,73 |
| 2010 | 4,88 | 6,09 | 0,58 | 3,09 | 1,32 | 0,19 | 16,15 |
| 2011 | 5,12 | 6,38 | 0,60 | 3,29 | 1,42 | 0,21 | 17,02 |
| 2012 | 4,87 | 6,13 | 0,57 | 3,13 | 1,39 | 0,22 | 16,31 |
| 2013 | 4,89 | 6,14 | 0,57 | 3,08 | 1,37 | 0,24 | 16,29 |
| 2014 | 4,91 | 6,16 | 0,58 | 3,04 | 1,34 | 0,25 | 16,28 |
| 2015 | 4,69 | 5,89 | 0,55 | 3,21 | 1,44 | 0,20 | 15,98 |
| 2016 | 4,54 | 5,69 | 0,53 | 3,24 | 1,48 | 0,18 | 15,66 |
| 2017 | 4,25 | 5,33 | 0,50 | 3,05 | 1,39 | 0,17 | 14,69 |

* NC: Não confinados

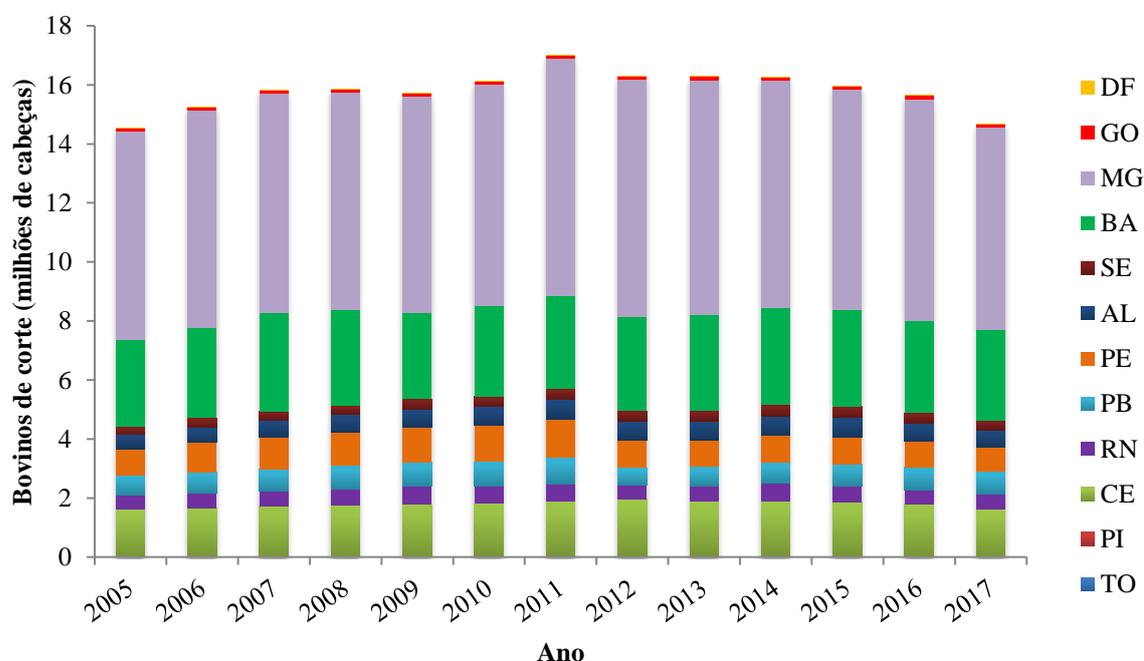
Fonte: Autor (2021).

Em 2017, a bovinocultura de corte apresentou um rebanho estimado em 14,69 milhões de cabeças (Tabela 4), um acréscimo na população bovina em relação a 2005 de 0,89%. Em comparação com o ano de 2005 as divisões das categorias bovinas se mantiveram com a mesma proporcionalidade em número de animais no ano de 2017, com as categorias de bovinos entre um e dois anos de idade como população predominante na BESF (5,33 milhões de cabeças), seguida pelo rebanho de bovinos menores que um ano de idade (4,25 milhões de

cabeças) e machos maiores que dois anos de idade não confinados (3,05 milhões de cabeças), em que apresentou um aumento de 2,34% em sua população quando comparado ao ano de 2005 (Tabela 4). Animais maiores de dois anos não confinados (machos e fêmeas) demonstraram crescimento de sua população, assim como outros animais maiores que dois anos, o que proporcionou o aumento de bovinos na BESF, mesmo que com variações no efetivo durante o período analisado. Mesmo com dificuldades devido a eventos climáticos que prejudicam a atividade como seca ou escassez de água, diversos produtores continuam optando por essa tradicional atividade pecuária da região, haja vista a fragmentada estrutura fundiária no Nordeste

Os principais estados produtores de bovinos de corte na BESF em 2017 se mantiveram nas posições quando comparadas ao ano de 2005. Porém, observa-se que houve uma redução de 218 mil cabeças no rebanho bovino do estado de MG, em contrapartida, o estado da BA registrou um aumento no rebanho equivalente a 153 mil cabeças durante o período de 2005 a 2017 (Figura 3).

Figura 3. População animal do rebanho de bovinos de corte, segregados por Unidade Federativa, nos anos de 2005 a 2017 na BESF.



Fonte: Autor (2021).

Os principais representantes de bovinos de corte no Brasil são da raça Nelore, criados predominantemente com pastagens nativas e cultivadas principalmente com capim braquiária (*Brachiaria* spp.) em sistema extensivo, muito bem adaptados ao clima tropical da maioria das

propriedades do país (FERRAZ; FELÍCIO, 2010; IBGE, 2019c). As condições climáticas favoráveis e a extensão territorial do país contribuem para um grande potencial de produção de carne em diversos sistemas a pasto (CEZAR et al., 2005), influenciando de maneira geral a produtividade ao longo do tempo. No entanto, existem limitações aos índices zootécnicos desse sistema de criação que impõem obstáculos na produtividade brasileira, caracterizada pela degradação das pastagens devido à baixa capacidade de suporte e o decorrente superpastejo, além da estacionalidade da produção de forragem durante a época seca, reduzindo a produção de forragem. Desta forma, tornam-se imprescindíveis a recuperação das pastagens por meio de manejos eficazes, principalmente em relação aos aspectos relacionados às condições nutricionais de solo e planta (OLIVEIRA et al., 2014), além de introdução de tecnologias modernas, como a inseminação artificial, para melhoria do rebanho.

Bovinos de leite

A atividade leiteira brasileira é realizada em todo território nacional com diversidade cultural e edafoclimática, caracterizada pela grande heterogeneidade de especialização dos sistemas de produção de leite, incluindo propriedades de subsistência sem técnicas até produtores altamente tecnificados, caracterizando uma atividade sem padrão de produção (ZOCCAL, 2009).

A região da BESF em 2005 possuía uma população de bovinos de leite que somava um total de 2,60 milhões de cabeças (Tabela 5), do qual 2,31 milhões de cabeças eram de vacas com baixa produtividade de leite (< 2000 litros vaca⁻¹ ano⁻¹) e 0,29 milhão de cabeças de vacas de alta produtividade (≥ 2000 litros vaca⁻¹ ano⁻¹) (Tabela 5). Nesse mesmo ano, Minas Gerais, Bahia e Ceará constituíram os principais estados com maior rebanho de vacas leiteiras, com 1,26 milhão, 364 mil e 325 mil cabeças de animais, respectivamente (Figura 4).

No período de 2005 a 2017, houve diminuição no efetivo do rebanho leiteiro de 20,93%, totalizando uma redução de 450 mil cabeças de vacas leiteiras. No ano de 2017, constatou-se uma redução em relação a 2005 no número de vacas com baixa produtividade de leite apresentando um rebanho de 1,67 milhão de cabeças, por outro lado o número de vacas de alta produção aumentou na região, totalizando uma população de 0,48 milhão de cabeças (Tabela 5).

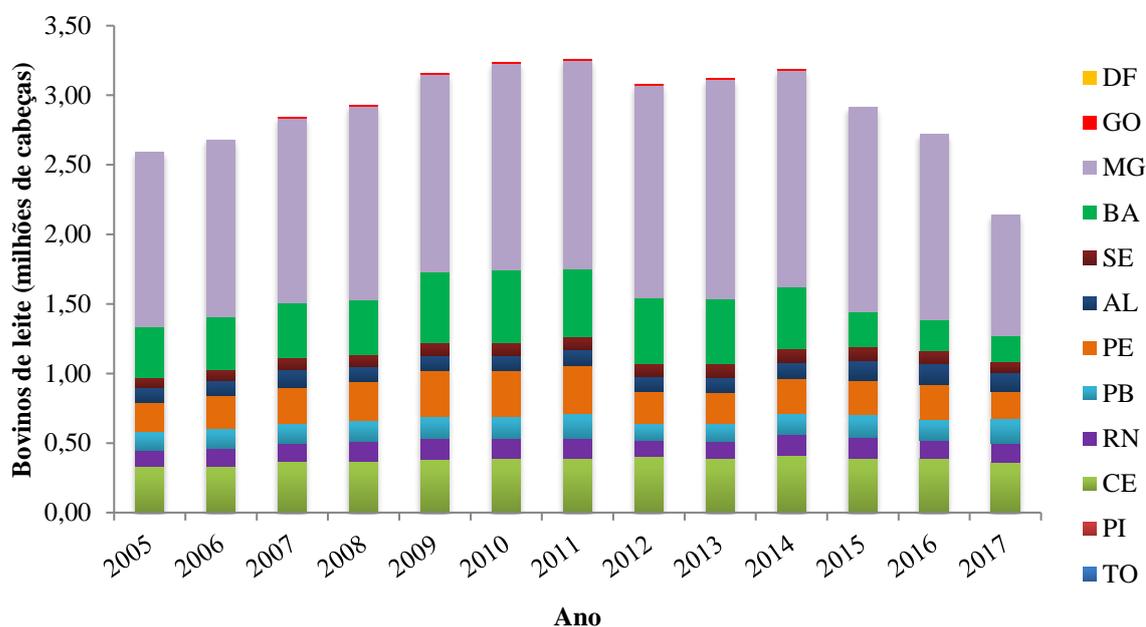
Tabela 5. População animal do rebanho de bovinos leiteiros segregados por produtividade nos anos de 2005 a 2017 na BESF.

| Ano | Bovinos de Leite | | Total |
|------|---|---|-------|
| | Alta produção (≥ 2000 l vaca ⁻¹ ano ⁻¹) | Baixa produção (< 2000 l vaca ⁻¹ ano ⁻¹) | |
| | Rebanho (Milhões de cabeças) | | |
| 2005 | 0,29 | 2,31 | 2,60 |
| 2006 | 0,30 | 2,39 | 2,69 |
| 2007 | 0,33 | 2,51 | 2,84 |
| 2008 | 0,39 | 2,54 | 2,93 |
| 2009 | 0,42 | 2,73 | 3,15 |
| 2010 | 0,44 | 2,80 | 3,24 |
| 2011 | 0,46 | 2,81 | 3,27 |
| 2012 | 0,43 | 2,65 | 3,08 |
| 2013 | 0,49 | 2,64 | 3,13 |
| 2014 | 0,53 | 2,65 | 3,18 |
| 2015 | 0,61 | 2,30 | 2,91 |
| 2016 | 0,66 | 2,06 | 2,72 |
| 2017 | 0,48 | 1,67 | 2,15 |

Fonte: Autor (2021).

Analisando os estados que fazem parte da BESF com relação ao efetivo do rebanho leiteiro, nota-se que Minas Gerais manteve a condição de possuir o maior rebanho (874 mil cabeças) apesar da redução quando comparado ao ano de 2005. Em seguida os estados do Ceará e de Pernambuco apresentaram uma população de animais estimada em 360 e 204 mil cabeças, respectivamente. Vale desatacar, que esses três estados têm incrementado ao longo dos anos em seu plantel, animais com alta produtividade (≥ 2000 litros vaca⁻¹ ano⁻¹), demonstrando investimento, por parte dos produtores, no melhoramento do rebanho e manejos adequados na produção. A Bahia, um dos estados com maior número de animais na BESF, apresentou uma queda significativa da população de vacas leiteiras no comparativo com 2005, totalizando um rebanho de 191 mil cabeças em 2017 (Figura 4), apresentando rebanho majoritariamente com animais de baixa produtividade (≤ 2000 litros vaca⁻¹ ano⁻¹). Esses quatro estados juntos representam mais de 75% do efetivo de vacas de leite existentes na região da bacia durante todo o período analisado.

Figura 4. População de bovinos de leite na BESF, desagregadas por Unidade Federativa, para o período de 2005 a 2017.



Fonte: Autor (2021).

Os progressos tecnológicos e os limites dos recursos de produção têm se tornado de grande importância, sugerindo um cenário global pouco otimista, com grandes dificuldades para a expansão da produção agropecuária nos próximos anos (BUAINAN et al., 2014), afetando também a produção de leite, consequência da forte correlação e dependência com outras cadeias produtivas. Desta forma, observa-se que a cadeia produtiva do leite necessita de políticas públicas e aprimoramento de sua organização, com incorporação de inovação e de tecnologias emergentes como a automação e a robótica que deverão melhorar a qualidade de vida e substituir o trabalho manual, tornando os sistemas de produção mais eficientes, sustentáveis e competitivos (VILELA; RESENDE, 2014; VILELA et al., 2017).

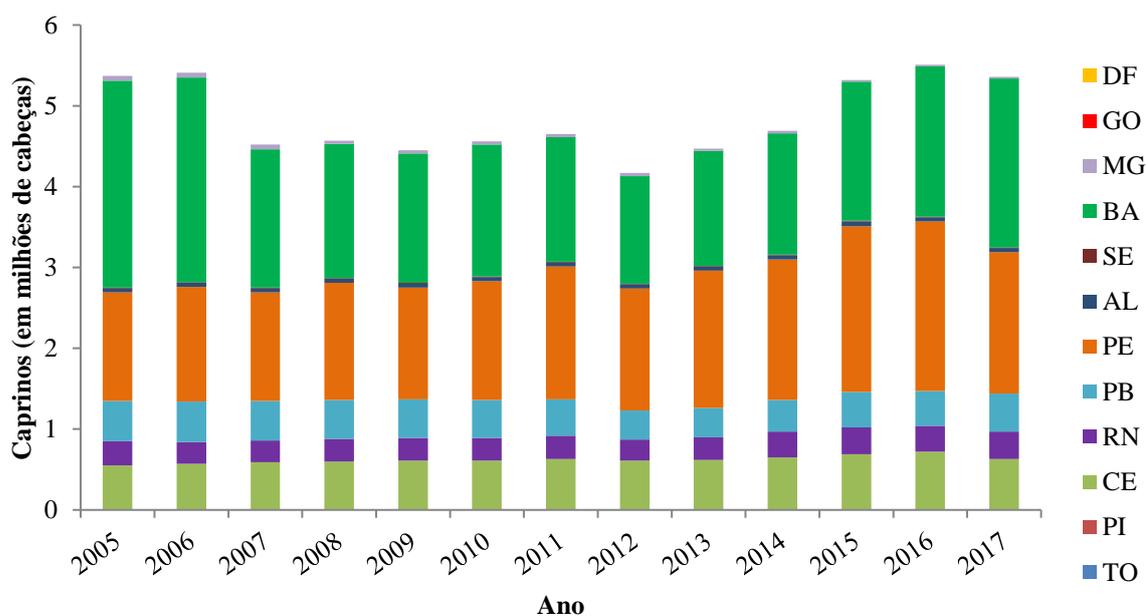
Caprinos, ovinos, suínos, equinos e bubalinos

A distribuição de caprinos encontra-se mais concentrada na região Nordeste do Brasil, apesar de serem disseminados por todo território brasileiro, sendo criados em grande parte de forma extensiva na Caatinga, característico de grandes propriedades, sem manejo alimentar adequado. Pequenas e médias propriedades apresentam sistema de criação intensivo destinado principalmente à produção leiteira, em que os animais recebem manejo alimentar adequado.

No ano de 2005, a região da BESF apresentava um rebanho de caprinos estimado em 5,37 milhões de cabeças (Figura 5). O Estado da Bahia foi o maior produtor com 2,55 milhões

de animais (47,57% da produção da BESF), seguido pelo Estado de Pernambuco com população estimada em 1,33 milhão de animais (24,90% da produção na região da BESF). Observa-se que em 2017, houve uma estabilização no número total de animais em relação ao ano de 2005, com população estimada em 5,36 milhões de animais. No entanto, no Estado da Bahia (principal produtor) registrou-se um decréscimo de 18,30% no rebanho caprino (população estimada em 2,08 milhões de cabeças). Nesse mesmo ano o estado de Pernambuco destacou-se dos demais com aumento do rebanho caprino em 31,12% em relação ao ano de 2005 (Figura 5). Esta alta concentração de caprinos na região, apesar das ocorrências de secas severas ao longo dos anos, corresponde a grande adaptação desses animais às condições ambientais adversas do Semiárido nordestino, marcadamente ao bioma Caatinga.

Figura 5. População de caprinos na BESF, desagregadas por Unidade Federativa, para o período de 2005 a 2017.

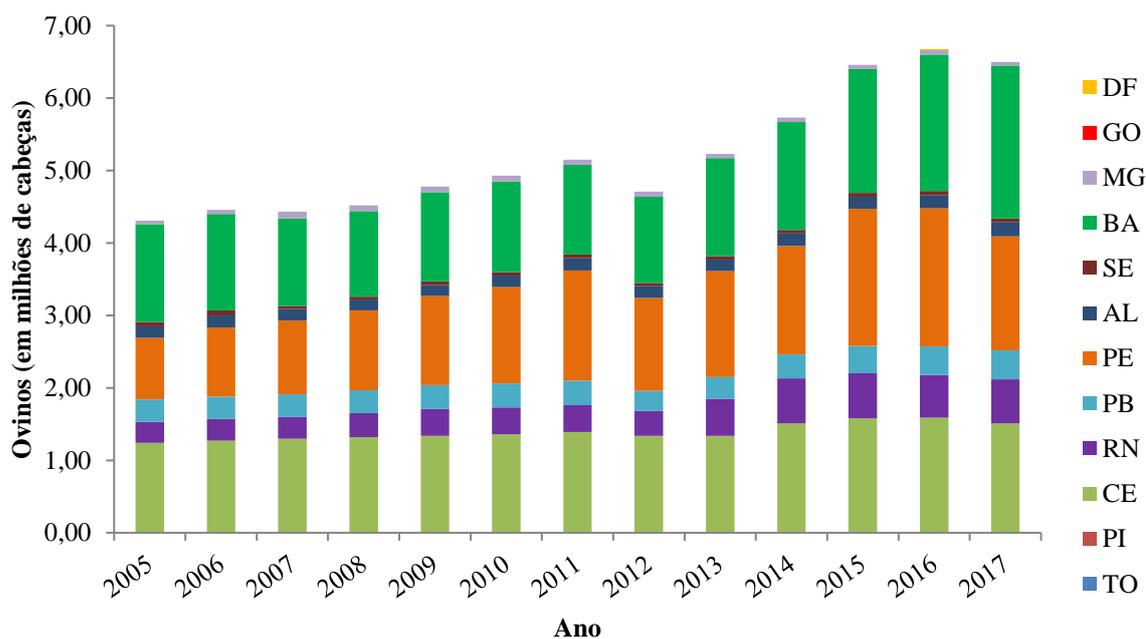


Fonte: Autor (2021).

O rebanho de ovinos na BESF encontra condições ambientais favoráveis a animais deslançados, além da disponibilidade de terras. Como mostra a Figura 6, em 2005, estima-se que existiam 4,32 milhões de cabeças na região da bacia, predominando como maiores produtores os estados da Bahia (1,35 milhão de cabeças) e do Ceará (1,23 milhão de cabeças). Ao longo dos anos a população de ovinos continuou crescendo de forma significativa, sendo registrado em 2017 um aumento de 50,69% no número de animais criados na BESF em relação ao ano de 2005, totalizando uma população de 6,51 milhões de cabeças. Assim como

os caprinos, o estado da Bahia continuou como maior produtor com 2,10 milhões de animais, seguido por Pernambuco com um rebanho estimado em 1,57 milhões de animais. Esses dois estados são destaques na produção nacional de caprinos e ovinos, sendo a Bahia o maior produtor brasileiro desses rebanhos, concentrando população de 3,50 milhões de cabeças de caprinos e 4,50 milhões de cabeças de ovinos (IBGE, 2021a).

Figura 6. População de ovinos na BESF, desagregadas por Unidade Federativa, para o período de 2005 a 2017.



Fonte: Autor (2021).

Os efetivos dos rebanhos caprinos e ovinos continuam com tendência de crescimento em consequência do maior consumo de leite e derivados de cabra e de carne destas espécies, impulsionando os mercados regionais, bem como o nacional, tornando uma proteína animal cada vez mais presente na mesa do consumidor. No entanto, os sistemas de criação, em quase toda totalidade, ainda apresentam baixos níveis de produção e organização, refletindo nos índices de produtividade, na qualidade dos produtos, na falta de regularidade da oferta e principalmente na informalidade da comercialização da produção. Diante deste cenário, a caprinocultura e a ovinocultura, tem potencial produtivo de significativa importância, com espaço para melhorar substancialmente a competitividade no setor de produção de proteína animal, leite e seus derivados, além de incremento na participação do setor industrial no segmento de calçados e vestuários (LUCENA et al., 2018).

Considerando a evolução da suinocultura com investimentos em genética, nutrição, manejo e inovação tecnológica para aumentar a produtividade e precocidade, atendendo às

demandas internas e externas que passaram por mudanças alimentares, observa-se um aumento no número de animais de 2,67 para 3,14 milhões de cabeças entre 2005 e 2017 mantendo a proporção em relação ao número total de animais na BESF (Tabela 2). Durante o período de estudo o estado de Minas Gerais apresentou o maior número de suínos na BESF (0,89 e 1,37 milhão de cabeças, em 2005 e 2017, respectivamente), seguido pelos Estados da Bahia e do Ceará, os quais alternam a segunda posição em quantidade de animais ao longo dos anos.

Quando considerada as categorias de suínos em função da idade observa-se que a BESF no ano de 2005 apresentava 1,34 milhão de animais na fase de engorda, 0,79 milhão de cabeças na fase de aleitamento/creche e 0,54 milhão de cabeças de reprodutores. Em relação ao sistema de criação verifica-se que os animais criados em regime industrial correspondiam a 1,96 milhão de cabeças e o rebanho destinado à subsistência apresentavam 0,71 milhão de cabeças no ano de 2005 (Tabela 6).

Tabela 6. População de suínos na BESF, desagregados por categorias, para o período de 2005 a 2017.

| Ano | Suínos | | | | | | Total |
|--------------------|--------------|--------------|--------------------|--------------|------------|--------------|-------|
| | Reprodutores | | Aleitamento/creche | | Engorda | | |
| | Industrial | Subsistência | Industrial | Subsistência | Industrial | Subsistência | |
| Milhões de cabeças | | | | | | | |
| 2005 | 0,21 | 0,33 | 0,65 | 0,14 | 1,10 | 0,24 | 2,67 |
| 2006 | 0,23 | 0,33 | 0,67 | 0,13 | 1,13 | 0,22 | 2,71 |
| 2007 | 0,23 | 0,32 | 0,68 | 0,12 | 1,15 | 0,21 | 2,71 |
| 2008 | 0,23 | 0,32 | 0,70 | 0,11 | 1,19 | 0,19 | 2,74 |
| 2009 | 0,22 | 0,32 | 0,71 | 0,10 | 1,20 | 0,17 | 2,72 |
| 2010 | 0,22 | 0,33 | 0,73 | 0,09 | 1,24 | 0,16 | 2,77 |
| 2011 | 0,21 | 0,33 | 0,75 | 0,08 | 1,27 | 0,14 | 2,78 |
| 2012 | 0,21 | 0,31 | 0,74 | 0,07 | 1,25 | 0,12 | 2,70 |
| 2013 | 0,20 | 0,34 | 0,74 | 0,06 | 1,24 | 0,10 | 2,68 |
| 2014 | 0,20 | 0,37 | 0,77 | 0,05 | 1,30 | 0,09 | 2,78 |
| 2015 | 0,21 | 0,39 | 0,81 | 0,04 | 1,37 | 0,07 | 2,89 |
| 2016 | 0,22 | 0,41 | 0,88 | 0,03 | 1,49 | 0,06 | 3,09 |
| 2017 | 0,22 | 0,41 | 0,90 | 0,03 | 1,52 | 0,06 | 3,14 |

Fonte: Autor (2021).

Em 2017, os rebanhos de animais destinados à engorda apresentavam uma população de 1,58 milhão de cabeças, os animais em fase de aleitamento/creche correspondiam a um rebanho estimado em 0,93 milhão de cabeças e os animais reprodutores representavam 0,63 milhão de cabeças. Considerando os regimes de criação observa-se que a maior parte do rebanho é destinada ao sistema industrial, com 2,64 milhões de cabeças e a parcela restante de animais é designada a subsistência, com notável diminuição anual desse regime de criação (Tabela 6).

A suinocultura é um setor que demonstra um avanço em gestão sustentável, passando por um processo de adaptação às exigências do novo mercado consumidor, focando na melhoria dos índices zootécnicos e no bem-estar animal, na segurança alimentar, na qualidade da carne e na proteção ambiental (SEBRAE, 2016) conferindo alta confiança no cenário nacional e internacional. Nos últimos anos, o crescimento apresentado por esse setor pode ser notado ao analisar os indicadores socioeconômicos, com aumento na demanda da produção impulsionados por avanços na renda e no crescimento da população.

A estimativa da população de equinos e bubalinos na região da BESF em 2005 era de 742.606 e 14.571 cabeças, respectivamente (Tabela 2). A região do Estado de Minas Gerais possuía o maior rebanho de equinos e bubalinos da BESF com 311.496 e 13.204 cabeças, respectivamente. Nota-se, porém, que em 2017 foram estimadas 707.959 cabeças de equinos, representando uma redução de 4,67% do total observado em relação a 2005 (Tabela 2). Diversos fatores atuam em conjunto e são responsáveis pela perda da população equina, destacando-se a substituição da tração animal por tração mecânica, que permite a redução da lotação animal nas pastagens nativas e cultivadas, além de diminuir a competição por forragens e outros produtos da pecuária (SALLES, 2013). Apesar da diminuição do rebanho equino, houve uma significativa melhora na criação pelo aperfeiçoamento das raças nacionais e pela criação de raças internacionais.

Já a população de bubalinos no ano de 2017 apresentou uma população estimada de 31.634 cabeças (Tabela 2), não figurando entre os rebanhos mais numerosas e de destaque da pecuária na região da BESF, apesar do aumento expressivo (300%) durante o período analisado, demonstrando que essa atividade pecuária apresenta potencial desenvolvimento de produção, com implantação e organização nas cadeias comerciais de seus derivados na região. Minas Gerais manteve-se como principal estado produtor desses rebanhos na BESF, com população estimada em 278.503 cabeças de equinos e 29.637 cabeças de bubalinos.

3.1.2 Estimativa de área colhida, produção e produtividade das principais culturas na BESF

Área colhida

Os dados sobre as principais lavouras refletem o intenso crescimento da agricultura brasileira nos últimos anos, evidenciando a evolução da agricultura na região da BESF. Com base nas estimativas realizadas a partir da Produção Agrícola Municipal (IBGE, 2019b) verifica-se que a área colhida total na região da bacia aumentou durante o período de 2005 a 2017, chegando a possuir uma área colhida de 4.744,80 mil ha no ano de 2009. No início dessa série (2005) histórica a região tinha uma área colhida total estimada em 4.310,56 mil ha, com oscilações durante os últimos anos até apresentar uma área colhida estimada em 4.439,00 mil ha no ano de 2017, constatando acréscimo de 2,97% durante esse período (Tabela 7).

Tabela 7. Área colhida (em mil ha) das principais culturas produzidas na BESF, considerando-se a área cultivada no período de 2005 a 2017.

| Ano | Arroz | Cana-de-açúcar | Feijão | Mandioca | Milho | Soja | Total |
|------|--------|----------------|---------|----------|---------|---------|---------|
| | | | | | | | |
| 2005 | 134,87 | 237,36 | 1022,07 | 195,85 | 1481,02 | 1239,39 | 4310,56 |
| 2006 | 96,45 | 242,46 | 1094,35 | 196,00 | 1490,61 | 1226,28 | 4346,16 |
| 2007 | 104,16 | 268,72 | 1074,56 | 196,33 | 1608,30 | 1206,20 | 4458,27 |
| 2008 | 101,68 | 283,28 | 1119,16 | 190,11 | 1635,99 | 1265,52 | 4595,74 |
| 2009 | 107,98 | 298,53 | 1131,95 | 186,35 | 1684,41 | 1335,58 | 4744,80 |
| 2010 | 77,19 | 309,86 | 858,94 | 186,33 | 1303,39 | 1451,43 | 4187,15 |
| 2011 | 68,80 | 343,24 | 1041,00 | 154,73 | 1549,15 | 1488,01 | 4644,94 |
| 2012 | 53,76 | 339,56 | 555,15 | 161,85 | 1013,31 | 1578,75 | 3702,37 |
| 2013 | 43,16 | 353,13 | 546,79 | 133,58 | 929,10 | 1716,75 | 3722,51 |
| 2014 | 36,82 | 352,32 | 796,79 | 127,46 | 1301,12 | 1808,39 | 4422,90 |
| 2015 | 25,95 | 334,29 | 687,55 | 126,62 | 1175,81 | 2016,24 | 4366,47 |
| 2016 | 22,40 | 325,62 | 570,04 | 107,45 | 1011,89 | 2122,97 | 4160,38 |
| 2017 | 16,72 | 323,79 | 668,20 | 83,80 | 1148,43 | 2198,06 | 4439,00 |

Fonte: Autor (2021).

A cultura da soja apresentou uma grande expansão na área colhida durante esse período, a qual apresentava 1.239,39 mil ha colhidos no ano de 2005 e passou a ter uma área

colhida estimada em 2.198,06 mil ha (Tabela 7). Esse processo de expansão da soja pode ser atribuído à alta competitividade em relação a outras culturas agrícolas, relacionada com a conversão de áreas com aptidão agrícola ocupada por outras lavouras ou pastagens, embora possam existir impactos ambientais nesse processo. Além disso, há vantagens logísticas em regiões com alguma infraestrutura de transporte e estocagem (CARNEIRO FILHO; COSTA, 2016).

A área em produção de cana-de-açúcar colhida na BESF também apresentou um aumento durante o período entre 2005 e 2017, no entanto, com um menor processo de expansão. No ano de 2005, observou-se uma área colhida de 237,36 mil ha, enquanto no ano de 2017 obteve uma área colhida de 323,79 mil ha, totalizando acréscimo de 36,41% (3,03% a.a.), sendo o ano de 2013 o período com maior área colhida na região da bacia, somando um total de 353,13 mil ha (Tabela 7). O Brasil é líder mundial na produção de cana-de-açúcar, com grande importância no agronegócio brasileiro. Considerada como uma das grandes alternativas para o setor de biocombustíveis como alternativa energética e com disponibilidade de terras cultiváveis (CONAB, 2020).

Durante a série histórica compreendida entre 2005 e 2017, também se pode observar uma acentuada redução das áreas colhidas nas culturas do arroz, feijão, mandioca e milho. Neste aspecto, ressalta-se que a cultura do arroz sofreu uma drástica redução em sua área colhida, passando de uma área estimada em 134,87 mil ha no ano de 2005 para uma área colhida total de 16,72 mil ha no ano de 2017 (Tabela 7), registrando encolhimento de 706,63% (58,88% a.a.) de sua área nesse intervalo.

Em 2005, foi estimado que a cultura da mandioca possuía uma área colhida de 195,85 mil ha na região da BESF. Porém, nota-se que nos últimos anos houve uma redução progressiva dessa área, chegando a 83,80 mil ha de área colhida no ano de 2017, representando uma queda de 112,05 mil ha colhidos (133,71%) entre os anos de 2005 e 2017. No caso das lavouras de feijão e milho, observam-se reduções das áreas colhidas, mesmo que em uma menor proporção, 52,95% e 28,96%, respectivamente, mas não menos importante que as demais culturas presentes na região da bacia durante os anos de 2005 a 2017. Houve diminuição na área colhida da cultura do feijão durante os últimos anos, chegando a 668,20 mil ha em 2017 (Tabela 7), na região da bacia. Já a cultura do milho no ano de 2005 apresentou uma área colhida de 1.481,02 mil ha, sendo reduzida a 1.148,43 mil ha em 2017 (Tabela 7). A área colhida reduzida dessas culturas, no período de 2005 a 2017, ocorreram principalmente pelo processo de substituição de culturas, com a incorporação das culturas da soja e cana-de-açúcar. Além disso, a agricultura na região apresenta problemas e desafios que

vão de infraestrutura de escoamento da produção à viabilização econômica da agricultura familiar, envolvendo questões políticas, ambientais, tecnológicas, econômicas e sociais.

Produção

As culturas da cana-de-açúcar, milho e soja aumentaram suas produções durante o período de 2005 a 2017, no entanto, as lavouras de arroz, feijão e mandioca tiveram uma redução na produção proporcionada pela queda da área colhida (Tabela 8). O crescimento da produção é dependente da expansão da área cultivada e do aumento da produtividade, além da influência dos preços dos produtos agrícolas em relação ao acréscimo da produção (ALVES et. al., 2008).

Tabela 8. Produção (mil toneladas) das principais culturas produzidas na BESF, considerando-se a área cultivada entre os anos de 2005 a 2017.

| Ano | Arroz | Cana-de-açúcar | Feijão | Mandioca | Milho | Soja | Total |
|------|--------|----------------|--------|----------|----------|----------|-----------|
| | | | | | | | |
| 2005 | 363,36 | 13.881,71 | 639,20 | 2.294,52 | 3.298,54 | 3.459,25 | 23.936,58 |
| 2006 | 254,29 | 14.651,87 | 685,71 | 2.179,53 | 2.843,27 | 2.883,46 | 23.498,12 |
| 2007 | 250,30 | 16.899,89 | 608,83 | 2.188,65 | 3.231,27 | 3.191,49 | 26.370,42 |
| 2008 | 280,97 | 18.177,14 | 789,22 | 2.205,53 | 4.088,74 | 3.826,53 | 29.368,13 |
| 2009 | 290,77 | 19.024,24 | 706,80 | 2.092,60 | 4.407,38 | 3.578,09 | 30.099,88 |
| 2010 | 219,12 | 19.022,37 | 613,10 | 1.961,02 | 3.688,19 | 4.265,33 | 29.769,14 |
| 2011 | 195,94 | 23.750,03 | 735,11 | 1.747,88 | 4.579,63 | 4.817,50 | 35.826,08 |
| 2012 | 149,55 | 21.501,98 | 478,37 | 1.365,95 | 4.311,13 | 4.550,64 | 32.357,61 |
| 2013 | 131,76 | 23.749,08 | 435,87 | 1.113,01 | 3.944,72 | 4.184,05 | 33.558,48 |
| 2014 | 122,45 | 23.285,51 | 654,98 | 1.320,15 | 5.325,55 | 4.735,57 | 35.444,21 |
| 2015 | 84,88 | 22.119,26 | 566,72 | 1.183,31 | 4.456,11 | 6.103,74 | 34.514,02 |
| 2016 | 81,68 | 21.627,29 | 419,90 | 1.059,64 | 3.168,97 | 5.182,40 | 31.539,88 |
| 2017 | 90,00 | 21.067,50 | 495,73 | 760,62 | 3.971,87 | 7.251,31 | 33.637,03 |

Fonte: Autor (2021).

A expansão da área colhida aliada ao aumento da produtividade das culturas da soja e da cana-de-açúcar propiciou um aumento significativo da produção total dessas culturas nos últimos anos, bem como o crescimento, em grande parte, das ações de pesquisa, desenvolvimento e inovação; com absorção de tecnologias disponíveis por parte dos

produtores da região. Com relação à cultura da soja, o incremento da área colhida e ganhos de produtividade, resultou no acréscimo do total produzido na região, em que no ano de 2017 apresentava uma produção estimada em 7.251,31 mil toneladas do grão, sinalizando um aumento de 109,62% em comparação ao total produzido em 2005 (Tabela 8). Com a estimativa de aumento na área colhida em produção, o volume total obtido da cultura da cana-de-açúcar foi de 21.067,50 mil toneladas em 2017, valor 51,76% superior àquele apresentado em 2005 (Tabela 8).

A cultura do milho obteve uma produção de 3298,54 mil toneladas em 2005, com uma variação da produção total ao longo dos anos, atingindo em 2017 uma produção estimada em 3971,87 mil toneladas. Apesar da redução da área colhida da cultura do milho, nota-se que houve um aumento da produção entre os anos de 2005 e 2017, basicamente via aumento da produtividade, alcançados graças ao avanço tecnológico proporcionado pelo desenvolvimento de híbridos com genética superior e adoção de práticas de manejo que viabilizam o maior nível de respostas desses híbridos comercializados.

Em contrapartida, o arroz, o feijão e a mandioca apresentaram forte redução na produção paralela à queda na área colhida. Observa-se que houve drástica diminuição na produção total da cultura do arroz, em que no ano de 2005 foi registrado um total produzido de 363,36 mil toneladas, com declínio na produção chegando a uma estimativa de 90,00 mil toneladas do grão em 2017. O feijão apresentou produção estimada de 495,73 mil toneladas em 2017, uma redução de 143,47 mil toneladas quando comparada a produção realizada em 2005. Para a mandioca, também houve uma expressiva redução em sua produção na região da bacia durante a série histórica, com uma quantidade total produzida em 2005 de 2.294,52 mil toneladas, obtendo em 2017 sua menor produção registrada durante esse período, chegando a 760,62 mil toneladas (Tabela 8).

Produtividade

Os ganhos de produtividade alcançados com a utilização de manejos mais eficientes e novas tecnologias revelam que a região da BESF possui condições que propiciam uma maior participação no abastecimento do mercado interno e com tendência de conquista de novos mercados ampliando o volume exportado dos produtos da cadeia produtiva da agricultura.

Apesar da redução da área cultivada e da produção nos últimos anos para a cultura do arroz, observa-se um aumento na produtividade em relação a 2005 (2,69 t ha⁻¹), chegando a 5,38 t ha⁻¹ em 2017 (Tabela 9), associado provavelmente ao maior potencial produtivo de novas cultivares, a adequação no manejo da cultura e caracterização das épocas de semeadura

recomendadas para os diferentes grupos de maturação, considerando a probabilidade de ocorrência de eventos climáticos limitantes para a cultura (MOURA; LANDAU, 2020), porém, apresentando rendimento médio abaixo do nacional no mesmo ano, que obteve 6,21 t ha⁻¹ (IBGE, 2019b). Essa redução de área pode ser atribuída à vulnerabilidade aos riscos climáticos e à baixa competitividade quando comparadas com outras culturas agrícolas. No entanto, o crescimento da produtividade que a lavoura conseguiu ao longo dos anos pode não ser suficiente para atender a demanda da região, devido à grande perda de produção e a queda na área colhida, necessitando comprar esse produto de outras regiões para suprir a demanda, visto que o cultivo de arroz na região Nordeste é caracterizado pelo seu caráter incipiente, principalmente pelo fato de ser uma cultura subsidiária e utilizada, majoritariamente, para o autoconsumo, além de apresentar uma superioridade nas importações em relação às exportações de arroz, o que faz dela uma região compradora (FREITAS, 2010; CÔELHO, 2021).

Tabela 9. Produtividade (t ha⁻¹) das principais culturas produzidas na BESF, considerando-se a área cultivada entre os anos de 2005 a 2017.

| Ano | Arroz | Cana-de-açúcar | Feijão | Mandioca | Milho | Soja |
|------|-------------------------------------|----------------|--------|----------|-------|------|
| | Produtividade (t ha ⁻¹) | | | | | |
| 2005 | 2,69 | 58,48 | 0,63 | 11,72 | 2,23 | 2,79 |
| 2006 | 2,64 | 60,43 | 0,63 | 11,12 | 1,91 | 2,35 |
| 2007 | 2,40 | 62,89 | 0,57 | 11,15 | 2,01 | 2,65 |
| 2008 | 2,76 | 64,17 | 0,71 | 11,60 | 2,50 | 3,02 |
| 2009 | 2,69 | 63,73 | 0,62 | 11,23 | 2,62 | 2,68 |
| 2010 | 2,84 | 61,39 | 0,71 | 10,52 | 2,83 | 2,94 |
| 2011 | 2,85 | 69,19 | 0,71 | 11,30 | 2,96 | 3,24 |
| 2012 | 2,78 | 63,32 | 0,86 | 8,44 | 4,25 | 2,88 |
| 2013 | 3,05 | 67,25 | 0,80 | 8,33 | 4,25 | 2,44 |
| 2014 | 3,33 | 66,09 | 0,82 | 10,36 | 4,09 | 2,62 |
| 2015 | 3,27 | 66,17 | 0,82 | 9,35 | 3,79 | 3,03 |
| 2016 | 3,65 | 66,42 | 0,74 | 9,86 | 3,13 | 2,44 |
| 2017 | 5,38 | 65,07 | 0,74 | 9,08 | 3,46 | 3,30 |

Fonte: Autor (2021).

A soja se destacou com a expansão de sua área colhida e o aumento significativo da produção total, favorecendo o aumento da produtividade média da bacia, a qual apresentava em 2005 um rendimento médio de $2,79 \text{ t ha}^{-1}$, que começou a aumentar ao passar dos anos chegando a uma produtividade média estimada em $3,30 \text{ t ha}^{-1}$ em 2017, semelhante ao rendimento médio nacional que apresentou $3,38 \text{ t ha}^{-1}$ no mesmo ano (IBGE, 2019b). Deve-se ressaltar que a soja apresenta um importante papel na economia brasileira, sendo amplamente difundida por suas diversas formas de utilização nos mais variados segmentos. A cultura do milho também apresentou acréscimo na produtividade média, que passou de $2,23 \text{ t ha}^{-1}$ em 2005 para $3,46 \text{ t ha}^{-1}$ em 2017, crescimento de 55,15% (Tabela 9), no entanto, produtividade bem abaixo da média nacional que atingiu no mesmo ano $5,62 \text{ t ha}^{-1}$ (IBGE, 2019b). É importante destacar, que a cultura do milho é caracterizada pela enorme heterogeneidade nas condições de cultivo, apresentando de um lado a agricultura tipicamente de subsistência com pouco ou nenhum recurso tecnológico, e por outro lado há agricultores que utilizam o máximo de recursos tecnológicos disponíveis.

Os investimentos em tecnologias e melhores práticas de manejo, além das condições edafoclimáticas que constituem um fator importante para a determinação da produtividade média da cana-de-açúcar, colaboraram com o aumento da produtividade da cultura na área da bacia. Em 2017, a produtividade média da BESF alcançou $65,07 \text{ t ha}^{-1}$, um aumento de 11,26% quando comparado ao ano de 2005, que alcançou $58,48 \text{ t ha}^{-1}$ (Tabela 9). Entre as lavouras em destaque na região da bacia, apenas a mandioca não apresentou ganhos de produtividade no período estudado. Em 2005, constata-se que sua produtividade era de $11,72 \text{ t ha}^{-1}$, com oscilações ao longo dos anos chegando a atingir no ano de 2017 uma produtividade de $9,08 \text{ t ha}^{-1}$, rendimento médio abaixo da estimativa brasileira que no mesmo ano atingiu $14,61 \text{ t ha}^{-1}$ (IBGE, 2019b).

Por outro lado, o feijão, assim como a cultura do arroz, apresentou um aumento de sua produtividade média quando comparado o período de 2005 a 2017 ($0,63$ e $0,74 \text{ t ha}^{-1}$, respectivamente) (Tabela 9), não seguindo a mesma tendência da produtividade nacional que atingiu $1,08 \text{ t ha}^{-1}$ em 2017 (IBGE, 2019b), tornando-se uma região ainda com baixa produtividade em relação ao desempenho nacional. O feijão é tradicionalmente consumido e produzido em todo território brasileiro, fazendo parte do hábito alimentar da população, uma vez que a produção é quase que totalmente destinado ao consumo interno (CONAB, 2020). O favorecimento para o bom desempenho das lavouras durante este período na região da bacia pode ser explicado pela maior utilização de tecnologias ao longo dos anos, as mais eficientes práticas de manejo, aliado às condições climáticas.

3.2 Perdas da cadeia produtiva da agricultura na BESF

As perdas agrícolas do plantio à pré-colheita podem ser provocadas por adversidades abióticas, agentes bióticos e por questões econômicas, representando grandes prejuízos ao tesouro nacional. As perdas por adversidades abióticas são causadas principalmente pela intensificação das ocorrências de eventos climáticos extremos, podendo destruir lavouras inteiras, sendo, portanto, a sua mitigação um grande desafio para a comunidade científica. Já as adversidades bióticas causam perdas acarretadas pela incidência de pragas e doenças nos cultivos. Outro fator que pode determinar perdas na agricultura é de ordem econômica ocasionada principalmente pela desvalorização dos preços dos produtos na época da colheita (IBGE, 2004; CONAB, 2010).

Ao analisar os resultados na região da BESF, constatou-se que as perdas agrícolas se mostraram bastante variáveis entre 2005 e 2017, com perdas elevadas podendo ser explicadas devido aos períodos de seca ou escassez de água que atingiu a região durante esse período, afetando a economia em diversos municípios, evidenciando que a BESF é altamente susceptível a eventos climáticos extremos, especialmente secas e estiagens. Em relação as culturas analisadas, o milho e o feijão apresentaram os maiores índices de perdas (Tabela 10). Vale destacar que os valores máximos de índices de perdas na BESF foram: feijão (34,06%), feijão (33,20%), mandioca (29,92%), soja (17,55%), arroz (8,75%) e cana-de-açúcar (2,67%) (Tabela 10).

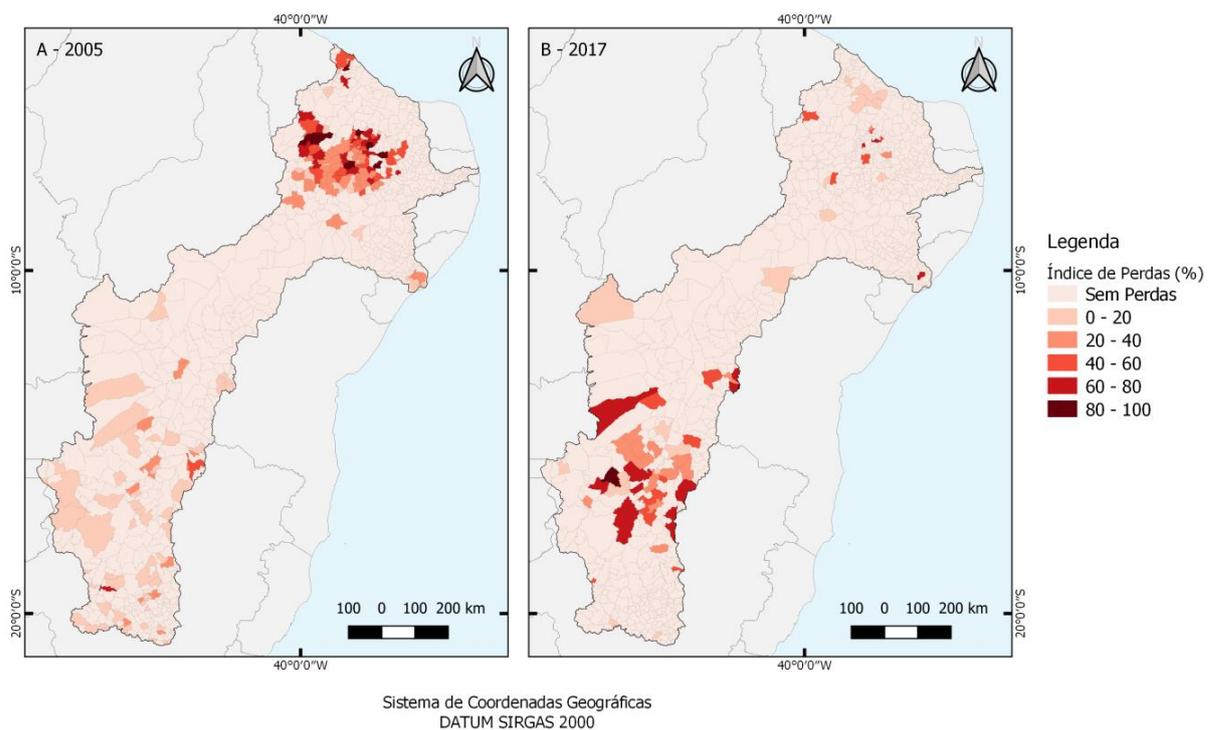
Tabela 10. Índices de perdas do plantio até a pré-colheita das principais culturas presentes na BESF entre 2005 e 2017.

| Ano | Índice de perdas até a pré-colheita (%) | | | | | |
|------|---|----------------|--------|----------|-------|-------|
| | Arroz | Cana-de-açúcar | Feijão | Mandioca | Milho | Soja |
| 2005 | 1,47 | 0,72 | 13,27 | 6,61 | 6,56 | 0,00 |
| 2006 | 5,87 | 1,05 | 10,91 | 6,50 | 15,37 | 0,27 |
| 2007 | 7,51 | 0,26 | 11,95 | 4,21 | 11,67 | 0,04 |
| 2008 | 2,98 | 1,20 | 9,92 | 20,44 | 9,52 | 0,34 |
| 2009 | 0,84 | 0,01 | 9,50 | 1,63 | 9,80 | 1,61 |
| 2010 | 4,94 | 0,89 | 14,67 | 7,38 | 11,86 | 0,01 |
| 2011 | 1,36 | 0,00 | 7,97 | 2,99 | 7,80 | 0,01 |
| 2012 | 7,60 | 2,67 | 33,20 | 29,92 | 27,83 | 0,78 |
| 2013 | 4,64 | 0,62 | 16,05 | 24,97 | 15,55 | 17,55 |
| 2014 | 3,05 | 0,42 | 13,70 | 5,91 | 15,60 | 7,78 |
| 2015 | 7,15 | 0,13 | 20,12 | 7,68 | 18,69 | 0,00 |
| 2016 | 5,58 | 0,09 | 27,63 | 14,31 | 34,06 | 14,52 |
| 2017 | 8,75 | 1,25 | 21,97 | 7,42 | 21,42 | 0,42 |

Fonte: Autor (2021).

Na Tabela 10, constata-se que a safra de arroz em 2017 foi a mais prejudicada no período analisado, tendo apresentado um índice de perdas do plantio até a pré-colheita de 8,75%, com produção potencial estimada em 98,62 mil toneladas do grão. Nesse mesmo ano, observa-se que só por conta das perdas, a região da BESF deixou de colher 8,62 mil toneladas de arroz. O patamar mais baixo de perdas para a BESF é demonstrado pelo índice de 0,84% constatado no ano de 2009. Na Figura 7, com os resultados apresentados por municípios, observa-se que as perdas em 2005 foram mais severas nos municípios localizados na região da transposição do Rio São Francisco, principalmente nas sub-bacias do Jaguaribe, Piranhas-Açu e Apodi, com índices de perdas do plantio à pré-colheita chegando a 94,58%. Em 2017, os municípios localizados na região do Alto do Rio São Francisco apresentaram as maiores perdas do plantio até a pré-colheita, chegando a elevado índice de perdas de 88,8%.

Figura 7. Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita da cultura do arroz nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco.



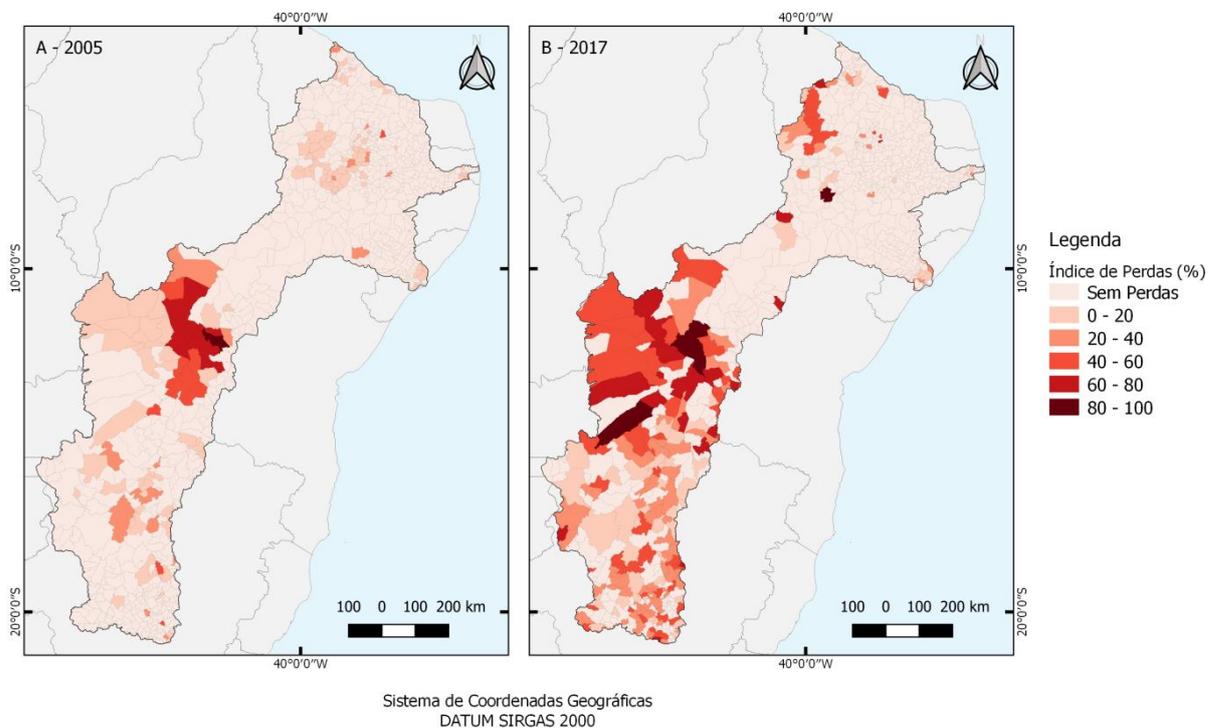
Fonte: Autor (2021).

O arroz é uma cultura que se desenvolve em diversas condições climáticas, sendo bastante exigente em umidade do solo e longo período de luz. De forma geral, as perdas ocorridas durante esse período nas regiões produtoras da BESF podem ter sido ocasionadas principalmente pelas mudanças no regime de precipitação e temperatura. Em que, a deficiência hídrica e a temperatura são elementos de extrema importância para o

desenvolvimento e a produtividade da cultura, os quais podem interferir em todos os processos fisiológicos, causando prejuízos sobre a produção de fitomassa e rendimento dos grãos (HEINEMANN; STONE; SILVA, 2009).

A cultura da cana-de-açúcar na BESF apresentou pequenos índices de perdas durante o período de estudo. O maior índice de perdas do plantio à pré-colheita na BESF ocorreu no ano de 2012 alcançando 2,67% de perdas, correspondendo a 588,81 mil toneladas perdidas. O potencial de produção aumentou de forma significativa, obtendo o maior valor de produção potencial estimada em 23.896,37 mil toneladas no ano de 2013. No ano de 2011, não houve perdas calculadas para a produção realizada do plantio à pré-colheita. Durante a série histórica de 2005 a 2017 observa-se uma variação nos índices de perdas com valores entre 0,0% e 2,67% (Tabela 10). Quando se observa os anos inicial e final da avaliação, é notável o aumento no número de municípios produtores de cana-de-açúcar com altos índices de perdas do plantio à pré-colheita, localizada entre o Alto e Médio São Francisco, influenciada por eventos climáticos extremos durante esse período (Figura 8).

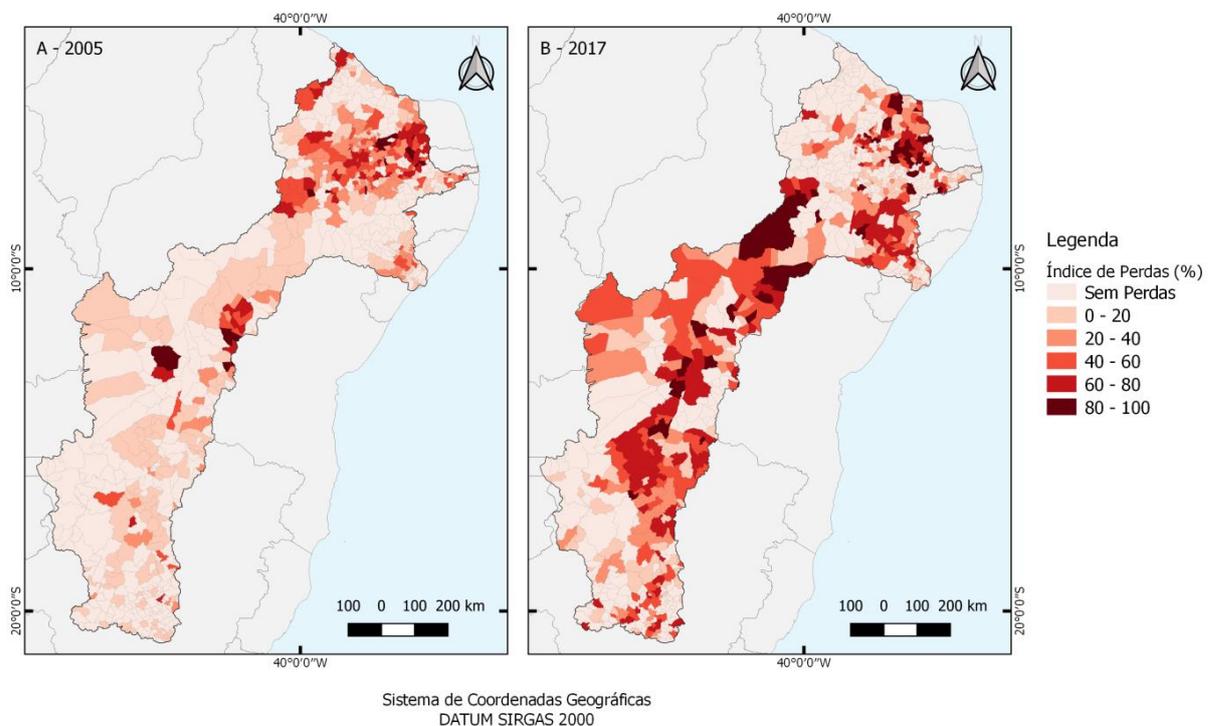
Figura 8. Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita da cultura da cana-de-açúcar nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco.



Fonte: Autor (2021).

A cultura do feijão tem apresentado perdas expressivas durante o período estudado, como a registrada no ano de 2012 (Tabela 10). Neste ano, observa-se que do plantio à pré-colheita o índice de perdas foi de 33,20%, equivalente a 237,80 mil toneladas perdidas, que além das perdas houve uma grande redução na produção. Identificam-se dois patamares de perdas para a BESF, sendo os mais baixos com índices de 7,97% constatado em 2011 e 9,50% ocorrido em 2009; já os índices mais elevados estão compreendidos entre 27,63% e 33,20%, ocorridos em 2016 e 2012, respectivamente. Esses resultados observados na região da bacia corroboram com as perdas do plantio a pré-colheita e as reduções de produção que o país vem apresentando ao longo dos anos, como registrado entre 1996 e 2002 pelo IBGE (2004), com ocorrência principalmente de estiagem em diversas regiões. Em relação aos municípios produtores de feijão da BESF, observa que houve perdas registradas em até 95,99% em 2017, além da redução da área de cultivo (Figura 9). Essas perdas apresentadas em 2017 ocorreram em quase toda a extensão da bacia, atingindo um maior número de municípios quando comparadas ao ano de 2005.

Figura 9. Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita do feijão nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco.

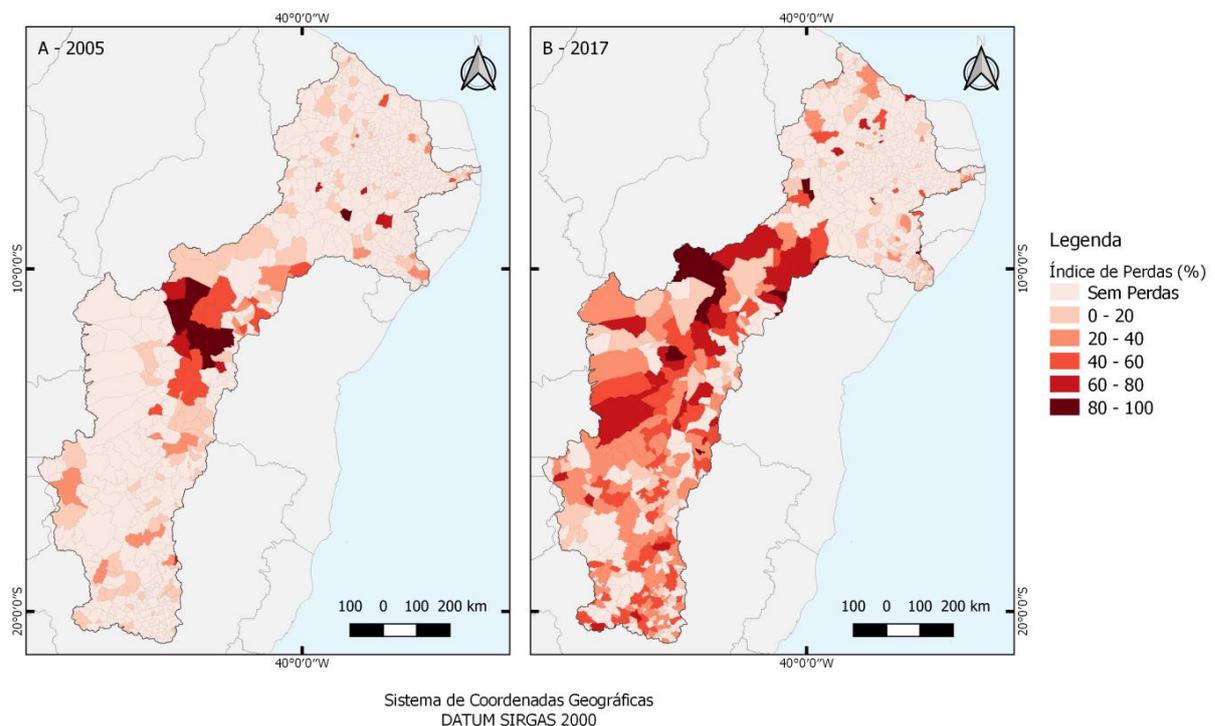


Fonte: Autor (2021).

No período analisado, as safras da cultura da mandioca nos anos de 2008, 2012 e 2013 foram as mais prejudicadas, apresentando índices de perdas de 20,44%, 29,92% e 24,97%,

respectivamente. No geral, as perdas de produção da mandioca têm sido significativas durante a série histórica analisada, sendo acompanhada pela queda na estimativa de produção da região da bacia. No ano de 2012, foi registrado o maior índice de perda do plantio à pré-colheita, correspondendo a 583,24 mil toneladas perdidas de mandioca. O menor índice dessas perdas (1,63%) ocorreu no ano de 2009, em que as regiões produtoras deixaram de colher uma soma total de 34,72 mil toneladas de mandioca (Tabela 10). A cultura da mandioca sofreu uma grande redução na produção realizada de 2005 a 2017, com perdas em grande parte dos municípios localizados na região de estudo. Índices de perdas da semeadura até antes de iniciar a colheita em 2017 (Figura 10) chegaram a obter valores entre 80% a 95,46%.

Figura 10. Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita da mandioca nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco.



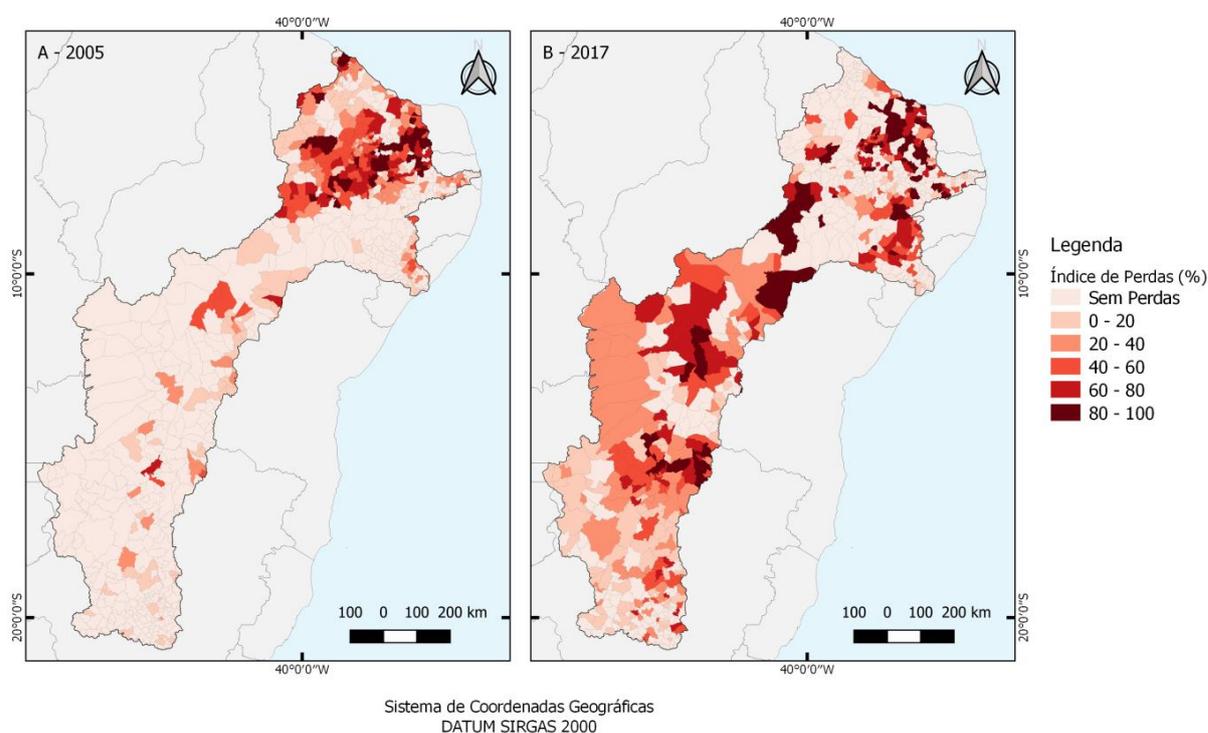
Fonte: Autor (2021).

A disponibilidade de milho na região da bacia, foi quase sempre maior que 3.000 mil toneladas por ano, chegando a apresentar produção de 5.325,55 mil toneladas no ano de 2014. No entanto, a produção disponível poderia ter sido maior, não fossem, as grandes perdas registradas durante o período estudado. O menor índice de perdas aconteceu em 2005, na ordem de 6,56%, uma redução na produção potencial de 231,45 mil toneladas do grão. A

safras mais afetada foi registrada em 2016 ao apresentar índice de perdas de 34,06%, deixando de ser colhidas 1.636,98 mil toneladas de milho (Tabela 10).

Na Figura 11, observa-se que na safra de milho de 2005 os municípios circunscritos na região da transposição do Rio São Francisco foram os mais afetados da bacia, chegando a índices de perdas de 97,50%. No entanto, com a ocorrência mais intensa de mudanças nos regimes de temperatura e precipitação na área da bacia durante esse período, relatados principalmente entre 2012 a 2015, as perdas na produção de milho atingiram grande parte dos municípios localizados na área da BESF, como pode ser verificado na safra de 2017, com áreas apresentando 98,71% de perdas na produção.

Figura 11. Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita do milho nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco.

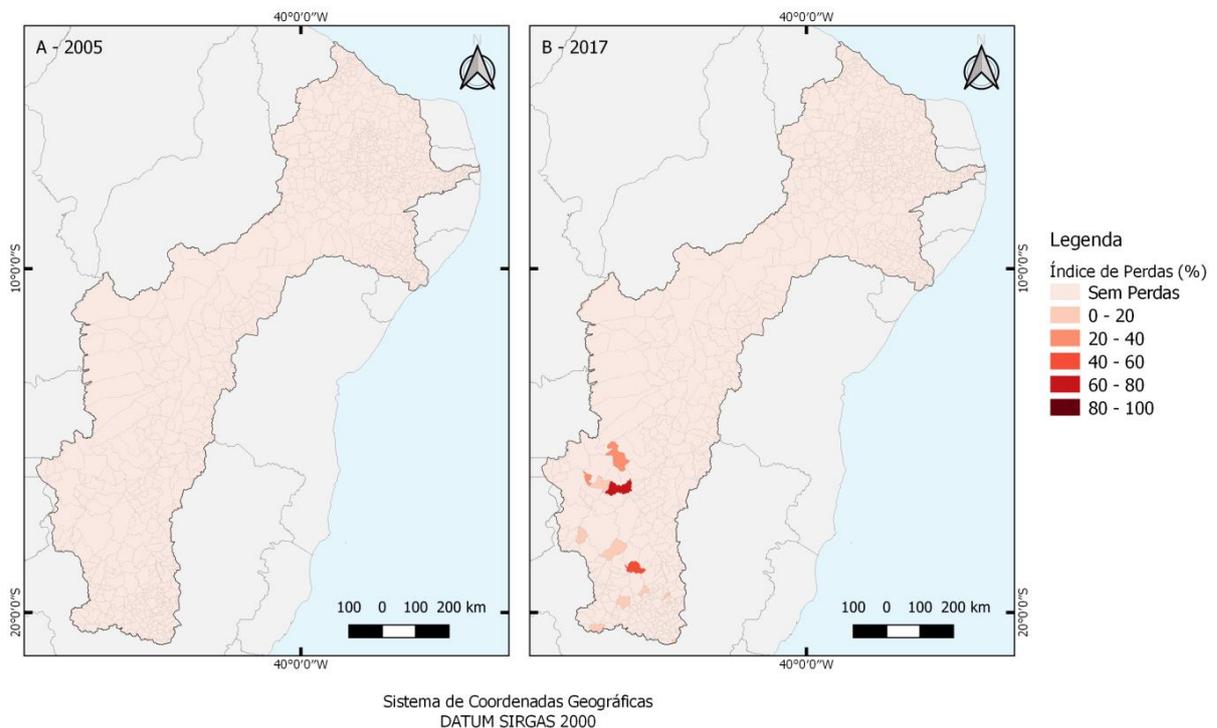


Fonte: Autor (2021).

As perdas de soja na fase de semeadura até antes de iniciar a colheita são relativamente pequenas, com algumas safras apresentando perdas anormais ao que a cultura apresenta durante o período de estudo. A soja apresentou perdas na produção, de forma mais significativas, nas safras de 2013, 2014 e 2016, com redução de 17,55%, 7,78% e 14,52%, respectivamente (Tabela 10). No ano de 2005, nota-se que não houve perdas significativas na produção de soja nos municípios produtores circunscritos na área da bacia. Visto que no ano de 2017 foi registrada perda de 30,33 mil toneladas de grãos com poucos municípios sendo

afetados com perdas expressivas (Figura 12), ainda que essa cultura esteja em processo de expansão de área com a conversão de outras culturas agrícolas em soja. As condições climáticas de alta umidade e temperatura acarretam as perdas de qualidade e da quantidade produzida da cultura da soja principalmente quando ocorre um retardamento prolongado na colheita da soja induzindo algumas cultivares de soja a perdas de grãos por deiscência das vagens (AGUILA; AGUILA; THEISEN, 2011).

Figura 12. Índice de perdas agrícolas (%) do plantio à pré-colheita da soja nos anos 2005 (A) e 2017 (B) nos municípios que compõem a Bacia Estendida do Rio São Francisco.



Fonte: Autor (2021).

Historicamente, as secas têm tido grande influência em todos os aspectos da vida no Nordeste, com maior intensidade na região do Semiárido. Entre 2011 e 2015, o Nordeste enfrentou um período de chuvas irregulares, com anomalias de precipitação variando de 300 a 400 mm ano⁻¹ abaixo do normal em toda a região no ano de 2012, sendo os setores mais vulneráveis a agricultura e o abastecimento de água para a população, o que acabou afetando quase 9 milhões de pessoas (MARENGO et al., 2016; MAGALHÃES, 2016; MARENGO et al., 2018). As anomalias climáticas afetam a atividade agropecuária, devido principalmente às alterações dos regimes das chuvas e aumento de temperatura, o que foi observado com as culturas analisadas na região da BESF, que apresentaram maiores índices de perdas principalmente no período de ocorrência de eventos climáticos extremos no Nordeste, como a

seca, o que corrobora com resultados semelhantes encontrados em estudos realizados por Martins; Magalhães (2015) e Carvalho et al. (2020), que registraram perdas na produção de culturas agrícolas no mesmo período de ocorrência de eventos extremos de variabilidade climática, compreendidos entre os anos de 2012 e 2015. O desafio de promover a segurança alimentar no Brasil têm se tornado mais difícil, visto que os eventos extremos de variabilidade climática na produção de alimentos têm afetado a produção agrícola com consequências na oferta, custos e preços (CARVALHO et al, 2020).

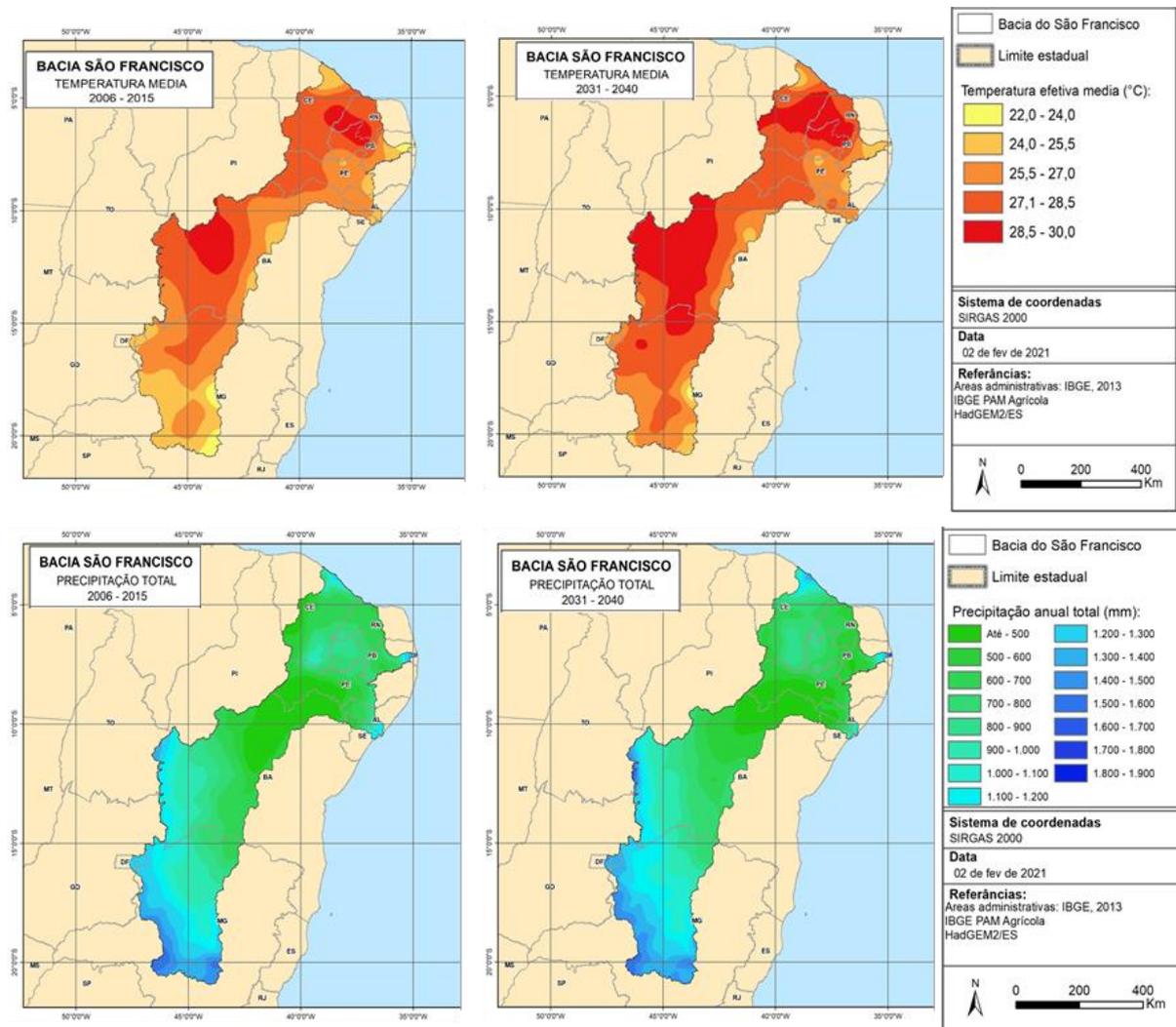
3.3 População animal e produtividade agrícola em cenários climáticos futuros na BESF

Em cenários de mudanças no clima na BESF indicando aumento de temperatura e anomalias de precipitação (Figura 13), com eventos como secas ou escassez de água em grandes e importantes regiões agrícolas, podem representar prejuízos e aumentos da incerteza na segurança alimentar para as próximas décadas. Com a BESF localizada em grande parte no semiárido nordestino brasileiro e muito vulnerável à mudança no clima, é necessário estratégias e práticas de gestão de água que minimizem as incertezas inerentes das mudanças do clima que vêm ocorrendo ao longo dos anos, com identificação da variabilidade e mudanças no clima na região, redefinindo o gerenciamento dos recursos hídricos.

As projeções de emissões baseadas em cenários futuros de mudança do clima, refletem tendências dos modelos que indicam aumento médio da pluviosidade na região, o que contribui para os aumentos nas produtividades. Porém, estes dados devem ser analisados com cautela, visto que os modelos climáticos também apontam para ocorrência mais frequente de secas como também, aumento da irregularidade das chuvas, o que pode comprometer a produção agrícola e pecuária na BESF. O aumento da temperatura deverá diminuir o número de municípios com potencial agrícola, tornando restritas áreas favoráveis ao cultivo das principais culturas agrícolas da região, com consequente reflexo da deficiência hídrica, que promoverá riscos climáticos. É provável que esta nova dinâmica climática cause migração e adaptação tecnológica das culturas para compensar as mudanças no clima.

Projeções de mudanças climáticas podem ser consideradas extremamente úteis para o desenvolvimento de metodologias e tecnologias que permitam adaptações e opções de mitigação de eventos climáticos extremos, contribuindo com discussões que aumentem o potencial produtivo das culturas, conservação da biodiversidade e desenvolvimento socioeconômico.

Figura 13. Cenários de mudanças na temperatura média e precipitação total na BESF nos períodos compreendidos entre 2006-2015 e 2031-2040.

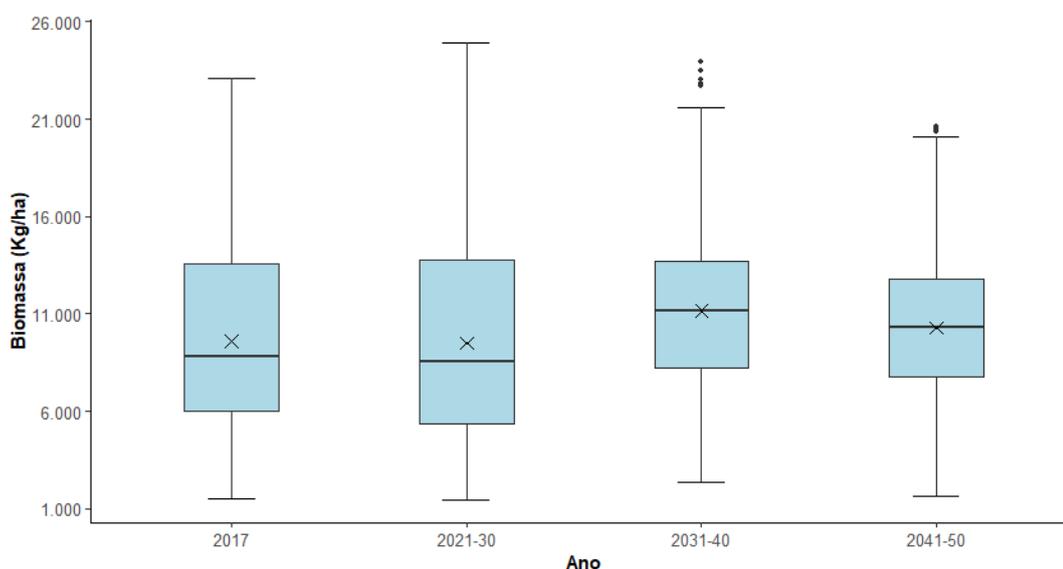


3.3.1 Pastagens

Na BESF, todos os 984 municípios apresentaram cultivo com pastagem para os períodos analisados, sendo possível a simulação da produtividade de biomassa para períodos futuros com diferentes mudanças climáticas. As pastagens diante das mudanças climáticas apresentaram tendência a aumento na produtividade de biomassa no período de 2031-40, com mediana indicando produtividade de $11.159,31 \text{ kg ha}^{-1}$, com pequena redução no período de 2041-50 nas áreas da BESF. A maior variabilidade na produtividade de biomassa das pastagens é observada no período de 2021-30, porém, apresentando a menor mediana entre os períodos ($8527,83 \text{ kg ha}^{-1}$). O aumento da temperatura poderá beneficiar a fisiologia e os processos bioquímicos envolvidos no desenvolvimento e crescimento das pastagens usadas na BESF, o que levará ao aumento de biomassa. No entanto, as mudanças no clima poderão

beneficiar as culturas com certos valores potenciais em após esse limite ocorrerá redução na produção, apresentando assim maior variação na produtividade de biomassa, como verificado no período de 2021-30, com uma pequena redução na produtividade quando comparada ao ano de 2017 (Figura 14).

Figura 14. Biomassa das pastagens em diferentes períodos de mudanças climáticas na BESF.



Fonte: Autor (2021).

Eventos extremos mais frequentes podem reduzir os rendimentos de longo prazo, danificando diretamente as safras em estágios específicos de desenvolvimento, como limites de temperatura durante a floração, ou tornando o momento das aplicações no campo mais difícil (ANTLE et al. 2004; POTER; SEMENOV, 2005), indicando vulnerabilidade da produtividade de biomassa das pastagens, podendo ocorrer redução das áreas aptas ao cultivo das pastagens.

3.3.2 População animal

A cada ano o consumo de proteína animal vem crescendo expressivamente (CEPEA/CNA, 2021). Desta forma, torna-se necessário uma maior produção e uma maior produtividade, sendo necessária intensificação do sistema pecuário com inclusão de práticas de manejo e tecnologias para maior desenvolvimento aliados a conservação ambiental, tendo em vista a redução causada pelos impactos das mudanças do clima. Os impactos potenciais das mudanças climáticas na produção pecuária são causados principalmente devido a um aumento da temperatura e da concentração de dióxido de carbono (CO₂) na atmosfera, além das variações nos regimes pluviométricos e as interações desses fatores críticos (AYDINALP;

CRESSER, 2008; THORNTON et al., 2009; NARDONE et al., 2010; REYNOLDS; CROMPTON; MILLS, 2010; HENRY et al., 2012; POLLEY et al., 2013).

Com as alterações na biomassa das pastagens na região da BESF simulada em diferentes cenários de mudanças do clima estima-se que o maior número de animais na região da BESF acontecerá a partir de 2031-40 chegando a um valor total de 38,64 milhões de cabeças, reduzindo essa população a partir de 2041-50 com rebanho totalizando 36,69 milhões de cabeças. Quando comparado com o rebanho total do ano de 2017, verifica-se em um primeiro momento que haverá uma redução no período 2021-30 (2,21%), com aumento significativo da população no período 2031-40 e outra redução na população animal compreendida durante o período de 2041-50, no entanto, com número de animais maior que o apresentado no ano de 2017 (Tabela 11).

Estima-se que o rebanho bovino durante o período 2031-40 apresentará um valor total de 24,53 milhões de cabeças, sendo 21,56 milhões de bovinos de corte e 2,97 milhões de cabeças de bovinos de leite (Tabela 11). De acordo com as estimativas dos cenários futuros para todos os períodos haverá acréscimo no número total do rebanho bovino quando comparado ao ano de 2017. No entanto, nota-se queda na população de bovinos no cenário 2041-50 quando comparado ao cenário 2031-40. Observa-se que os bovinos de corte representarão a maior proporção da população total de animais na região da bacia em todos os cenários futuros.

Tabela 11. Projeção da população animal em cenários climáticos futuros na Bacia Estendida do Rio São Francisco para os períodos de 2021-30, 2031-40 e 2041-50.

| Rebanho | 2017 | 2021-30 | 2031-40 | 2041-50 |
|------------------|---|---------|---------|---------|
| | Número de animais (em milhões de cabeças) | | | |
| Bovinos de corte | 14,69 | 14,99 | 21,56 | 20,10 |
| Bovinos de leite | 2,15 | 2,38 | 2,97 | 2,86 |
| Caprinos | 5,36 | 4,76 | 6,09 | 5,92 |
| Ovinos | 6,51 | 6,00 | 7,07 | 6,91 |
| Equinos | 0,71 | 0,65 | 0,90 | 0,85 |
| Bubalinos | 0,03 | 0,03 | 0,05 | 0,04 |
| Total | 29,45 | 28,80 | 38,64 | 36,69 |

Fonte: Autor (2021).

As projeções dos três períodos modelados demonstram que a tendência de aumento da população animal permanecerá em um primeiro momento até 2031-40, com redução dos

rebanhos logo em seguida (2041-50). Juntamente com o rebanho bovino, observam-se ovinos e caprinos com maior destaque no número total de animais, sendo os rebanhos de equinos e bubalinos os menos expressivos na região da BESF ao longo das décadas simuladas.

As reduções no número de animais podem ser justificadas pelos impactos causados devido às mudanças no clima ocasionando à redução na produtividade de biomassa das pastagens ao longo do período de 2041-50, que torna as atividades pouco rentáveis pela diminuição da oferta de alimento para os animais, afetando a produção dos principais produtos de origem animal, aumentando a vulnerabilidade dos sistemas de produção animal na região.

3.3.3 Produtividade agrícola

As simulações dos períodos apresentam resultados que indicam crescimento na produtividade da maioria das culturas na região da BESF. Cenários climáticos futuros para a cultura do arroz devem provocar reduções na produtividade nas regiões produtoras da bacia, sendo o período entre 2031-40 com a maior diminuição no rendimento médio (4,12 t ha⁻¹) quando comparado com a produtividade obtida no ano de 2017 (Tabela 12). Com cenários de mudanças do clima indicando altas temperaturas que ocorrem em regiões tropicais, nota-se que esse evento poderá contribuir com a diminuição do ciclo da cultura, principalmente na fase vegetativa que é compreendida entre a emergência e o aparecimento da última folha no colmo e, aumentar a esterilidade de espiguetas no florescimento, resultando na diminuição da produtividade média da cultura (WALTER, et al., 2010).

Tabela 12. Produtividade agrícola atual e projetada das principais culturas presentes na BESF com base em cenários de mudanças do clima.

| Cultura | 2017 | 2021-30 | 2031-40 | 2041-50 |
|----------------|---|---------|---------|---------|
| | Produtividade média na BESF (t ha ⁻¹) | | | |
| Arroz | 5,38 | 5,13 | 4,12 | 5,20 |
| Cana-de-açúcar | 65,07 | 66,17 | 67,56 | 68,95 |
| Feijão | 0,74 | 0,48 | 0,58 | 0,82 |
| Mandioca | 9,08 | 6,54 | 10,05 | 9,83 |
| Milho | 3,46 | 1,61 | 3,87 | 3,97 |
| Soja | 3,30 | 1,33 | 3,79 | 4,00 |

Fonte: Autor (2021).

Durante os períodos analisados nota-se que em apenas 276 municípios da BESF há cultivo de arroz. É importante ressaltar, que o intervalo de variação das distribuições da produtividade de arroz será menor no período de 2021-30, e mesmo com os danos provocados pelas mudanças climáticas à cultura do arroz, não haverá reduções drásticas na produtividade permanecendo em boa parte dos períodos analisados com baixa variação da produtividade (Figura 15). Pinto e Assad (2008) por meio de simulações de cenários agrícolas considerando mudanças climáticas apresentaram resultados indicando que a cultura do arroz no Brasil não deve sofrer um grande impacto devido ao seu nível de produtividade crescente, porém sofrerá reduções nas áreas de baixo risco principalmente no Agreste e nas regiões de Cerrado nordestino, com acentuada migração para o centro-norte de Mato Grosso.

A mandioca é uma planta considerada rústica e com vasta adaptação às condições de fertilidade do solo e a regimes pluviométricos. A produtividade dessa cultura é afetada pela variabilidade de eventos meteorológicos ao longo dos anos e as mudanças no clima poderão afetar sua produtividade (EKE-OKORO et al., 2009). Neste estudo, observa-se que de acordo com as simulações para a cultura, as mudanças no clima podem ser benéficas a partir do período de 2031-40 (Figura 15), com produtividade média chegando a 10,05 t ha⁻¹ (Tabela 12), assumindo um número de 841 municípios produtores de mandioca. Observa-se que a cultura da mandioca não apresentará grande variabilidade na distribuição da produtividade, com maior quantidade de municípios beneficiados com essa cultura. Pinto e Assad (2008), apontam que o aumento da temperatura não será favorável aos estados da região nordeste, prejudicando o cultivo da mandioca. Porém, Araújo et al., (2014) indicaram aumento dos níveis de produtividade da cultura da mandioca na região Nordeste brasileira em cenário de mudança climática, considerando aumento na temperatura entre 1,4°C e 3,8°C até 2100.

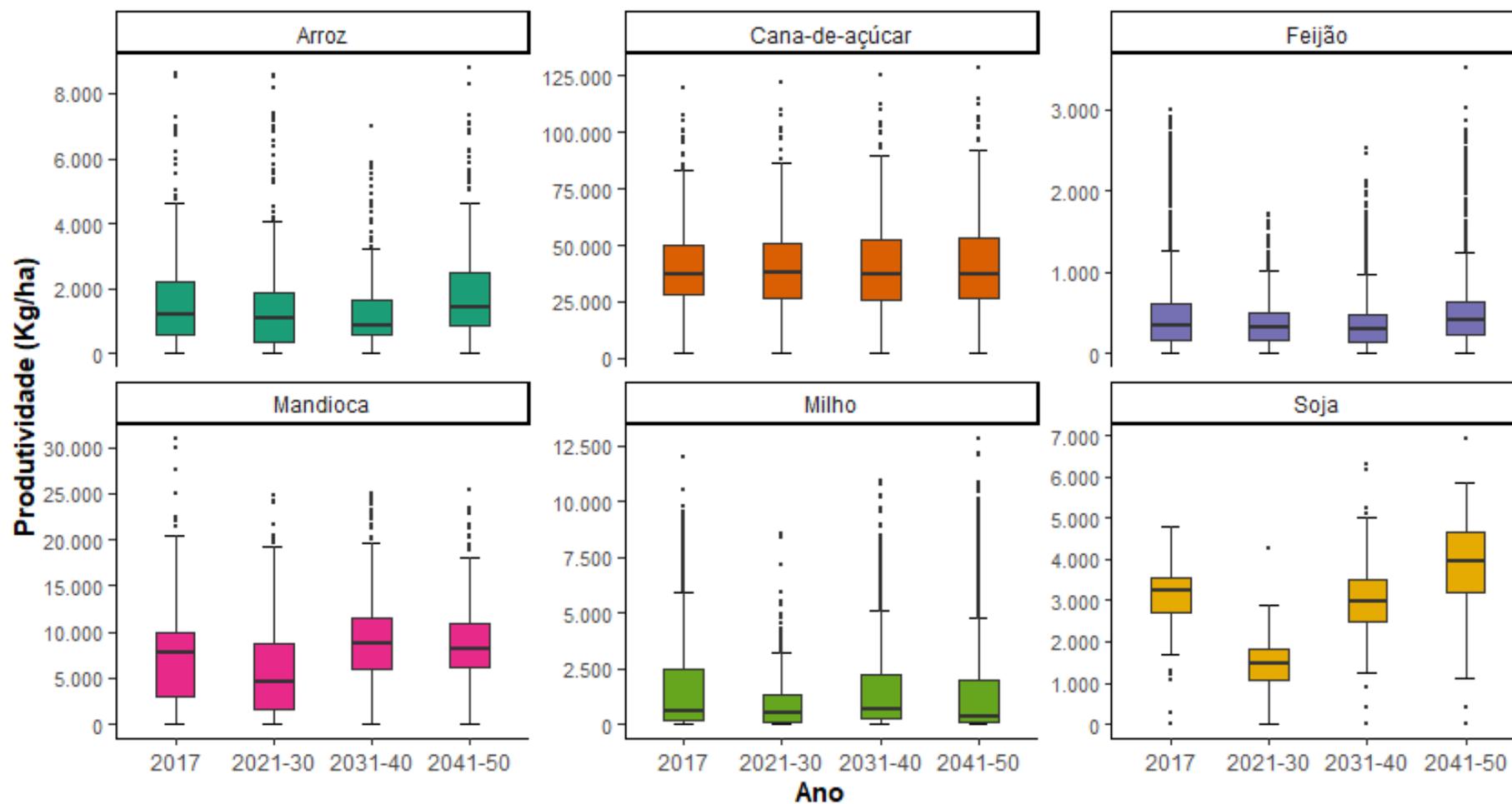
De acordo com as projeções, a cultura da cana-de-açúcar aumentará sua produtividade média ao longo dos períodos (Tabela 12) estimados com a elevação da temperatura, sendo essa cultura cultivada em 511 municípios da BESF. A estimativa é que a cultura obtenha produtividade média na região da BESF de 68,95 t ha⁻¹ no período de 2041-50 (Tabela 12), acréscimo de 5,96% quando comparado à produtividade obtida em 2017. Observa-se a produtividade distribuída em todos os municípios produtores em todos os períodos apresenta intervalo de variação semelhante, com medianas superiores a 36 t ha⁻¹ (Figura 15). Pinto e Assad (2008) enfatizam que ao contrário da maioria das culturas, a elevação da temperatura prevista ao longo dos anos pode ser bem recebida pela cultura da cana-de-açúcar, demonstrando tendência semelhante aos resultados obtidos para a região da BESF. De modo geral, admite-se que a cana apresente taxas máximas de crescimento quando submetidas a

temperaturas entre 30°C e 34°C, passando a ocorrer estresse térmico sob condições de temperatura acima dos 35° C (MARIN et al., 2009).

O cultivo de feijão está presente em 955 municípios da BESF e diante dos cenários de mudanças do clima apresentará diminuição de produtividade média na bacia, com valor total de 0,48 e 0,58 t ha⁻¹ nos períodos de 2021-30 e 2031-40, respectivamente, porém com distribuição de produtividade dos municípios semelhantes em todos os períodos, embora um grande número de municípios seja afetado pelas mudanças de clima, levando a produtividades individuais atípicas que distorcem a realidade na região da BESF (Figura 15). Valores esses abaixo dos apresentados em 2017, em que foi registrada produtividade média de 0,74 t ha⁻¹. Contudo, ao longo dos anos a produtividade voltará a apresentar um aumento durante o período de 2041-50, com um valor de 0,82 t ha⁻¹ (Tabela 12), acréscimo de 10,81% em relação ao ano de 2017. Em Minas Gerais, resultados experimentais mostraram que temperaturas podem reduzir a produtividade potencial de feijão em 15% a 30% em 2050 (COSTA et al. 2009). Estudos de modelagem projetaram uma sistemática diminuição na adequação climática para o cultivo de feijão comum em grande parte da América do Sul, especialmente no Brasil, com mudanças na distribuição do feijão comum em escala global em um clima futuro, sendo o calor e a seca os principais fatores para tais reduções de adequação e mudanças (BEEBE et al., 2011; RAMIREZ-CABRAL; KUMAR; TAYLOR , 2016).

O cultivo de milho está presente em 973 municípios da BESF, notando-se por meio das simulações de mudanças climáticas que haverá prejuízos pelo aumento da temperatura em termos de produtividade média na região produtora da bacia. Contudo, ao longo dos períodos analisados observa-se pequeno aumento na produtividade média dessa cultura na região, com resultados individuais atípicos que ultrapassam os limites superiores dos intervalos de distribuição de produtividade da maior parte dos municípios (Figura 15). O milho aumentará seu rendimento médio durante os períodos de 2031-40 e 2041-50, apresentando valores médios que chegam a 3,87 e 3,97 t ha⁻¹, respectivamente. As simulações de cenários futuros para a cultura da soja, presente em menor quantidade de municípios (134), indicam um relativo aumento na produtividade com valores de 3,79 e 4,00 t ha⁻¹, durante o período de 2031-40 e 2041-50, respectivamente. Porém, haverá alterações importantes durante os períodos analisado com maior dispersão dos valores de produtividade (Figura 15).

Figura 15. Produtividade (kg ha^{-1}) das culturas do arroz, cana-de-açúcar, feijão, mandioca, milho e soja nos períodos 2017, 2021-30, 2031-40 e 2041-50.



Fonte: Autor (2021)

Estudos considerando cenários de mudanças climáticas projetaram que diversas regiões do Brasil, com destaque para o Agreste nordestino, sofrerão reduções significativas na produtividade de grãos de milho devido ao aumento de eventos extremos, como aumento de temperatura e secas, encurtando o ciclo da cultura (PINTO; ASSAD, 2008; IQBAL, 2011; CAMILO et al., 2018; MARTINS; DIAS; TOMASELLA, 2019), corroborando com os resultados de redução obtidos no período de 2021-30. Já para a cultura da soja projeções futuras indicam que caso as condições de plantio continuem como as atuais e não haja modificações genéticas, essa cultura sofrerá com o aquecimento global (PINTO; ASSAD, 2008).

De maneira geral, as culturas da soja, mandioca e milho serão mais afetadas pelo aumento de eventos extremos de variabilidade climática futura, apresentando alterações na dispersão de valores da produtividade, além de valores extremos que durante todos os períodos analisados.

4 CONCLUSÃO

As principais culturas produzidas na BESF apresentaram aumento na área total colhida, passando de 4,31 milhões de hectares em 2005 para 4,44 milhões de hectares em 2017. A cultura da soja possui a maior área colhida da BESF estimada em 2,19 milhões de hectares no ano de 2017, seguida pela cultura do milho (1,14 milhão de hectares) e do feijão (668,20 mil hectares).

A produção total das culturas presentes na BESF aumentou entre 2005 e 2017, totalizando 33,63 milhões de toneladas em 2017, destacando-se a cana-de-açúcar com crescimento da produção durante a série histórica de 2005 a 2017, chegando a produzir 21,06 milhões de toneladas em 2017.

Aumentos na produtividade entre 2005 e 2017 foram obtidos nas culturas do arroz, cana-de-açúcar, feijão, milho e soja. Destaca-se o aumento da produtividade obtido pelas culturas do arroz que passou de 2,69 t ha⁻¹ em 2005 para 5,58 t ha⁻¹ em 2017, e a cultura da cana-de-açúcar, passando de 58,48 t ha⁻¹ em 2005 para 65,07 t ha⁻¹.

O setor da pecuária obteve aumento da população animal durante a série histórica de 2005 a 2017, totalizando 143,58 milhões de cabeças em 2017, com destaque para o crescimento no número de aves.

As perdas agrícolas no ano de 2012, influenciadas pela ocorrência de seca e escassez de água na região, foram as mais significativas, principalmente para as culturas do feijão (33,20%), da mandioca (29,92%) e do milho (27,83%), evidenciando que essas culturas ainda carecem de mais atenção da pesquisa tecnológica, bem como de maiores investimentos na produção. Perdas causadas pela intensificação de eventos climáticos extremos podem influenciar a segurança alimentar na BESF, principalmente em relação ao abastecimento e distribuição de alimentos.

As simulações de cenários de mudanças climáticas futuras apontam tendência para potencial aumento na produção de biomassa o que permite o aumento da população animal. Incrementos na produtividade média das culturas agrícolas presentes na região da bacia são apontados de acordo com as simulações dos períodos de mudanças climáticas quando comparadas ao cenário atual. No entanto, deve-se considerar que a tendência de aumento teórico na população animal e da produtividade das culturas, atenuada também pela frequência e intensidade dos eventos extremos, podem impactar negativamente as seguranças hídricas, alimentar e energéticas, nas próximas décadas, necessitando de práticas e gestão de recursos hídricos que minimizem os impactos causados pelas mudanças do clima.

A intensificação das mudanças no clima será um desafio para os produtores rurais e que certamente provocará adequações nos modelos de produção agropecuária na BESF, figurando como fator preponderante a crescente demanda por tecnologias, para a redução de custos e aumento de produtividade, aliadas a sustentabilidade ambiental, com perspectiva de que sejam controladas e reduzidas ações responsáveis pelo aquecimento anormal do planeta.

REFERÊNCIAS

- ABIEC. Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carnes. Beef Report: Perfil da Pecuária no Brasil 2020. ABIEC. 2020. p. 49.
- ABPA. Associação Brasileira de Proteína Animal. Relatórios anuais. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/setores/avicultura/publicacoes/relatorios-anuais>>, acesso em 15 de junho de 2019.
- ANTLE, J. M.; CAPALBO, S. M.; ELLIOTT, E. T.; PAUSTIAN, K. H. Adaptation, Spatial Heterogeneity, and the Vulnerability of Agricultural Systems to Climate Change and CO₂ Fertilization: An Integrated Assessment Approach. *Climatic Change*. v. 64, p. 289– 315, 2004.
- AGUILA, L. S. H. D.; AGUILA, J. S. D.; THEISEN, G. Perdas na colheita na cultura da soja. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2011. 12 p. (Embrapa Clima Temperado. Comunicado Técnico, 271).
- ALVES, E. R. A.; CONTINI, E.; GASQUES, J. G. Evolução da produção e produtividade da agricultura brasileira. In: ALBUQUERQUE, A. C. S.; SILVA, A. G. (Ed). *Agricultura tropical: quatro décadas de inovação tecnológicas, institucionais e políticas*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. v. 1, p. 67.
- AMARAL, G. F.; GUIMARÃES, D. D. Panoramas setoriais 2030: Agropecuária. Banco Nacional de Desenvolvimento – BNDES, 2017.
- ARAÚJO, P. H. C.; SILVA, F. F.; GOMES, M. F. M.; FÉRES, J. G.; BRAGA, M. J. Uma análise do impacto das mudanças climáticas na produtividade agrícola da região Nordeste do Brasil. **Revista Economia**. v. 45, n. 3, p. 46-57, 2014.
- ARRUDA, M. C. F. Avaliação dos indicadores da política de pesca do programa zona franca verde: perspectivas econômicas e ambientais 2017. 82 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus. 2017.
- ASSIS, A. G.; STOCK, L. A.; CAMPOS, O. F.; GOMES, A. T.; ZOCCAL, R.; SILVA, M. R. Sistemas de produção de leite no Brasil. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite. Circular Técnica, 85. 2005. 5 p.
- AUGUSTO, K. V. Z. Caracterização quantitativa e qualitativa dos resíduos em sistemas de produção de ovos: Compostagem e Biodigestão Anaeróbia. Dissertação de Mestrado da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita – Faculdade de Ciências Agrárias. Jaboticabal, 2007.
- AYDINALP, C.; CRESSER, M. S. The effects of climate change on agriculture. **Agriculture Environment Science**. v.5, p. 672-676, 2008.
- BEEBE, S.; RAMIREZ, J.; JARVIS, A.; RAO, I. M.; MOSQUERA, G.; BUENO, J. M.; BLAIR, M. W. Genetic improvement of common beans and the challenges of climate change. In: YADAV, S. S.; REDDEN, R. J. HATFIELD, J. L.; LOTZE-CAMPEN, H.; HALL, A. E. (Eds), *Crop Adaptation to Climate Change*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK. 2011.

BELIK, W. B.; CUNHA, A. R.; COSTA, L. A. crise dos alimentos e estratégias para a redução do desperdício no contexto de uma política de segurança alimentar e nutricional no Brasil. **Planejamento e Políticas Públicas**, n. 38, p. 107-132, 2012.

BERMAN, A. J. Estimates of heat stress relief needs for Holstein dairy cows. **Journal Animal Science**. v. 83, p. 1377-1384, 2005.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Relatório de Impacto Ambiental – RIMA: Projeto de integração do Rio São Francisco com bacias hidrográficas do Nordeste Setentrional. Brasília, 2004. Disponível em: <<http://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ProjetoRioSaoFrancisco/ArquivosPDF/documentostecnicos/RIMAJULHO2004.pdf>>, acesso em: 24 jan. 2021.

BUENO, L. F; GALBIATTI, J. A; BORGES, M. J. Monitoramento de variáveis de qualidade de água no horto Ouro Verde - Conchal - SP. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p. 742-748, 2005.

CAMILO, J. C.; ANDRADE, C. L. T.; AMARAL, T. A.; TIGGES, C. H. P.; MELO, M. L. A.; CHAN, C. S.; GARCIA, A. G. Impacto f climate change on maize grown in the Brazilian Cerrado. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**. 2018.

CARNEIRO FILHO, A.; COSTA, K. A expansão da soja no Cerrado: caminhos para a ocupação territorial, uso do solo e produção sustentável. São Paulo. Agroicone, INPUT, 2016.

CARVALHO, O. As secas e seus impactos. In: ANA. Agência Nacional das Águas (ed). A questão da água no Nordeste. Brasília, DF. p. 436, 2012.

CARVALHO, A. L.; SANTOS, D. V.; MARENGO, J. A.; COUTINHO, S. M. V.; MAIA, S. M. F. Impactos da ocorrência de eventos climáticos extremos na produção agrícola brasileira. **Sustainability in Debate**. Brasília, v. 11, n. 3, p. 211-224, 2020.

CASTRO, C. N. Transposição do Rio Francisco: análise de oportunidade do projeto. Texto para discussão, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA), Brasília, n. 1577, 2011.

CBHSF. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio São Francisco 2016-2025: RP1A - Diagnóstico da Dimensão Técnica e institucional. 2015.

CBHSF. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Resumo executivo do plano de recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco 2016-2025. Alagoas, 2016. 300 p.

CEPEA/CNA. Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada/Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil. PIB do agronegócio alcança participação de 26,6% no PIB brasileiro em 2020. Cepea/CNA, 2021.

CEZAR, I. M.; QUEIROZ, H. P.; THIAGO, L. R. L. S.; CASSALES, F. L. G.; COSTA, F. P. Sistemas de produção de gado de corte no Brasil: uma descrição com ênfase no regime alimentar e no abate. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, 40 p. 2005.

CÔELHO, J. D. Arroz: produção e mercado. **Caderno Setorial ETENE**. Banco do Nordeste. Ano 6, n. 156, 2021.

- CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Custo de produção agrícola: a metodologia da Conab. Brasília, p. 60, 2010.
- CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar. – v. 5 – Safra 2018/19 – n.1. Brasília, 2018.
- CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira de grãos. v. 7 – safra 2019/20 – n. 12 – décimo segundo levantamento, Brasília, p. 1-68, 2020.
- COPPOCK, C. E.; GRANT, P. A.; PORTZER, S. J.; CHARLES, D. A.; ESCOBOSA, A. Lactating dairy cow responses to dietary sodium, chloride, and bicarbonate during hot weather. **Journal of Dairy Science**. v. 65, p. 566-576, 1982.
- COSTA, L.; JUSTINO, F.; OLIVEIRA, L.; SEDIYAMA, G.; FERREIRA, W.; LEMOS, C. Potencial forcing of CO₂, technology and climate changes in maize (*Zea mays*) and bean (*Phaseolus vulgaris*) yield in southeast Brazil. **Environmental Research Letters**. v.4, n. 1, 014013, 2009.
- COSTA, C. C.; GUILHOTO, J. J. M.; BURNQUIST, H. L. Impactos socioeconômicos de reduções nas perdas pós-colheita de produtos agrícolas no Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, Piracicaba - SP, v. 53, n. 03, p. 395-408, 2015.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Visão 2030: o futuro da agricultura brasileira. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 212 p.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Dados conjunturais da produção de arroz (*Oryza sativa* L.) no Brasil (1986 a 2018): área, produção e rendimento. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2018. Disponível em: <http://www.cnpaf.embrapa.br/socioeconomia/index.htm>. Acesso em: 01 fev 2020.
- EKE-OKORO, O. N.; NJOKU, D. N.; MADU, A.; EZULIKE, T. O. Impact of global warming and crops factors on the growth and productivity of four cassava (*Manihot esculenta* Crantz) cultivars in Nigeria. **Scientific Research and Essays**, v. 4, p. 955-960, 2009.
- FERRAZ, J. B. B.; FELÍCIO, P. E. Production systems – Na example from Brazil. **Meat Science**, v. 84, p. 238-243, 2010.
- FREITAS, G. A. Produção e área colhida de arroz no Nordeste. **Informe Rural ETENE**. Banco do Nordeste. Ano IV, n. 23, 2010.
- GODFRAY, H. C. J. Food for thought. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. v. 108, p. 19845-19846. 2011.
- HEINEMANN, A.B.; STONE, L. F.; SILVA, S. C. Arroz (Org). MONTEIRO, J. E. B. A.; Agrometeorologia dos cultivos: o fator meteorológico na produção agrícola. Brasília, DF: INMET, 2009. p. 65-79.
- HENRY, B.; CHARMLY, E.; ECKARD, R.; GAUGHAN, J. B.; HEGARTY, R. Livestock production in a changing climate: adaptation and mitigation research in Australia. **Crop & Pasture Science**. v. 63, p. 191-202, 2012.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Índices agropecuários: 1996-2003. **Estudos e pesquisa: informação econômica**, v.3, p. 68, 2004.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo agropecuário: Brasil, Grandes Regiões e Unidades Federativas. Rio de Janeiro. p. 777, 2006.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Pecuária Municipal. SIDRA, 2005-2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ppm/tabelas>. Acesso em: 26 ago. 2019a.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção Agrícola Municipal. SIDRA, 2005-2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>. Acesso em: 26 ago. 2019b.

IBGE – Instituto Brasileiro de Estatística e Geografia. Censo Agropecuário: resultados definitivos. Rio de Janeiro, v. 8, p.1-105, 2019c.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção Agrícola Municipal. SIDRA, 2005-2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>. Acesso em: 16 mar. 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção Pecuária Municipal. SIDRA, 2019. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ppm/tabelas>. Acesso em: 06 fev. 2021a.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção Agrícola Municipal. SIDRA, 2019. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>. Acesso em: 06 fev. 2021b.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. EGGLESTON H.S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (eds.). Japan: IGES, 2006.

IQBAL, M. A.; EITZINGER, J.; FORMAEYR, H.; HASSAN, A.; HENG, L. K. A simulation study for assessing yield optimization and potential for water reduction for summer-sown maize under different climate change scenarios. **Journal of Agricultural Science**. v. 149, p. 129-143, 2011.

IRGA - Instituto Rio Grandense do Arroz. Setor de Política Setorial. Porto Alegre, 2018.

ISLAM, S. M. F.; KARIM, Z. World's demand for food and water: the consequences of climate change. In: FARAHANI, M. H. D. A.; VATANPOUR, V.; TAHERI, A. (Ed). *Desalination: Challenges and opportunities*. Intechopen. 2019.

KADZERE, C. T.; MURPHY, M. R.; SILANIKOVE, N.; MALTZ, E. Heat stress in lactating dairy cows: a review. **Livestock Production Science**. v. 77, p. 59-91, 2002.

LUCENA, C. C.; MARTINS, E. C.; MAGALHÃES, K. A.; HOLANDA FILHO, Z. F. Produtos de origem caprina e ovina: mercado e potencialidades na região do Semiárido brasileiro. *Boletim do Centro de Inteligência e Mercado de Caprinos e Ovinos* (nº 3, julho, 2018). Embrapa Caprinos e Ovinos. Sobral, CE. 2018.

MAGALHÃES, A. R. Vida e seca no Brasil. In: NYS, E. D.; ENGLE, N. L.; MAGALHÃES, A. R. (Ed), *Secas no Brasil: política e gestões proativas*. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. Banco Mundial. Brasília, p. 292, 2016.

MARIN, F. R.; PELLEGRINO, G. Q.; ASSAD, E. D.; PINTO, H. S.; ZULLO FIHO, J. Cana-de-açúcar (Org). MONTEIRO, J. E. B. A. Agrometeorologia dos cultivos: o fator meteorológico na produção agrícola. Brasília, DF: INMET, 2009. p. 65-79.

MARTINS, E. S. P. R.; MAGALHÃES, A. R. A seca de 2012-2015 no Nordeste e seus impactos. **Parcerias Estratégicas**. Brasília-DF, v. 20, n. 41, p. 107-128, 2015.

MARTINS, M. A.; TOMASELLA, J.; DIAS, C. G. Maize yield under a changing climate in the Brazilian Northeast: impacts and adaptation. **Agricultural Water Management**. v. 216, p. 339-350, 2019.

MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P.; ALVES, L. M. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Climanásile**, v. 90, n. 2, p. 49-54, 2016.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; ALVALA, R. C. S.; CUNHA, A. P.; BRITO, S.; MORAES, O. L. L. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**. v. 90, p. 1973-1985, 2018.

MCTI. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Relatório de Referência: Setor Agropecuária. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020.

MDR. Ministério do Desenvolvimento Regional. Projeto de Integração do Rio São Francisco. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/seguranca-hidrica/projeto-sao-francisco/o-projeto>. Acesso em: 19 de junho de 2021.

MOURA, L.; LANDAU, E. C. Evolução da produção de arroz (*Oryza* spp., Poaceae). In: LANDAU, E. C.; SILVA, G. A.; MOURA, L.; HIRSCH, A.; GUIMARAES, D. P. (Ed.). Dinâmica da produção agropecuária e da paisagem natural no Brasil nas últimas décadas: produtos de origem vegetal. Brasília, DF: Embrapa, v. 2, 2020.

NARDONE, A.; RONCHI, B. LACETERA, N.; RANIERI, M. S.; BERNABUCCI, U. Effects of climate change on animal production and sustainability of livestock systems. **Livestock Science**. v. 130, p. 57-69, 2010.

ORTIZ-BOBEA, A.; AULT, T. R.; CARRILLO, C. M.; CHAMBERS, R. G.; LOBELL, D. B. Anthropogenic climate change has slowed global agricultural productivity growth. **Nature Climate Change**. v. 11, p. 306-312, 2021.

OLIVERA, P. P. A.; BERNARDI, A. C. C.; ALVES, T. C.; PEDROSO, A. F. Evolução na recomendação de fertilização de solos sob pastagens: eficiência e sustentabilidade na produção pecuária. IX Simpósio de Produção de Gado de Corte. Viçosa, MG: UFV, DZO, p. 289-295, 2014.

PATRICIO, I. S.; MENDES A. A.; RAMOS, A. A.; PEREIRA, D. F. Overview on the performance of Brazilian broilers (1990 to 2009). **Brazilian Journal of Poultry Science**.v. 14, p. 233-238, 2012.

PINTO, H. S.; ASSAD, E. D. Aquecimento global e a nova geografia da produção agrícola no Brasil. São Paulo. p. 83, 2008.

POLLEY, H. W.; BRISKE, D. D.; MORGAN, J. A.; WOLTER, K.; BAILEY, D. W. BROWN, J. R. Climate change and North American rangelands: trends, projections, and implications. **Rangeland Ecology & Management**. v. 66, p. 493-511, 2013.

PORTER, J. R.; SEMENOV, M. A. Crop responses to climatic variation. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**. v. 360, p.: 2021-2035, 2005.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>. 2021.

RAMIREZ-CABRAL, N. Y. Z.; KUMAR, L.; TAYLOR, S. Crop niche modeling projects major shifts in common bean growing areas. **Agricultural and Forest Meteorology**. v. 218-219, p. 102-113. 2016.

RASK, K. J.; RASK, N. Economic development and food production-consumption balance: A growing global challenge. **Food Policy**. v. 36, p. 186-196, 2011.

REYNOLDS, C.; CROMPTON, L.; MILLS, J. Livestock and climate change impacts in the developing world. **Outlook on Agriculture**. v. 39, p. 245-248, 2010.

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

SALLES, P. A.; SOUSA, L. O.; GOMES, L. P. B.; BARBOSA, V. V.; MEDEIROS, G. R.; SOUSA, C. M.; WELLER, M. Analysis of the population of equidae in semiarid region of Paraíba. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**. v. 4, n. 3, p. 269-275, 2013.

SEBRAE. Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas. Minha Empresa Sustentável: Suinocultura. Centro Sebrae de Sustentabilidade. Cuiabá. 2016. 32 p.

SESI. Serviço Social da Indústria. Mapeamento da suinocultura brasileira. Disponível em <<http://www.abcs.org.br/informativo-abcs/2364-mapeamento-da-suinocultura-brasileira-ja-esta-disponivel-no-site-da-abcs>>, acesso em 15 de junho de 2019.

SILVA, S. M. O.; SOUZA FILHO, F. A.; AQUINO, S. H. S. Avaliação do risco da alocação de água em período de escassez hídrica: o caso do Sistema Jaguaribe-Metropolitano. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, p. 749-760, 2017.

SOUSA D. P, OSAKI M. Caracterização do mercado internacional de carne de frango Brasil x Estados Unidos. Anais do 43º Congresso da Sociedade Brasileira de Economia e Sociologia Rural; 2005. São Paulo. Brasil: SOBER; 2005. p. 81.

SOUZA FILHO, F. A. Águas do futuro e o futuro das águas. In: ANA. Agência Nacional das Águas (ed). A questão da água no Nordeste. Brasília, DF. p. 436, 2012.

STEVANOVIĆ, M.; POPP, A.; LOTZE-CAMPEN, H.; DIETRICH, J. P.; MÜLLER, C.; BONDSCH, M.; SCHMITZ, C.; BODIRSKY, B. L.; HUMPENÖDER, F.; WEINDL, I. The impact of high-end climate change on agricultural welfare. **Science Advances**. v. 2, n. 8, p. 1-9, 2016.

STOCK, L.A., CARNEIRO, A. V., CARVALHO, G. R., ZOCCAL, R., MARTINS, P. C., YAMAGUCHI, L. C. T. Sistemas de produção e sua representatividade na produção de leite

no Brasil. In: Reunião da Associação Latino-americana de Produção Animal, Cuzco. Anais, ALPA. p.17-18, 2007.

THORNTON, P. K.; VAN DE STEEG, J.; NOTENBAERT, A.; HERRERO, M. The impacts of climate change on livestock a livestock system in developing countries: A review of what we know and what we need to know. **Agricultural Systems**. v. 101, p. 113-127, 2009.

VILAÇA, M. F.; GOMES, I.; MACHADO, M. L.; VIEIRA, E. L.; SIMÃO, M. L. R. Bacia Hidrográfica como Unidade de Planejamento e Gestão: O Estudo de Caso do Ribeirão Conquista no Município de Itaguara – MG. Minas Gerais, 2008, 19p.

VILELA, D.; RESENDE, J. C. Cenário para a produção de leite no Brasil na próxima década. In: Simpósio sobre sustentabilidade da pecuária leiteira na região sul do Brasil, 6. Seminários dos centros mesorregionais de excelência em tecnologia do leite, 2., 2014, Maringá. Perspectivas para a produção de leite no Brasil: anais. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2014. VI Sul Leite.

VILELA, D.; RESENDE, J. C.; LEITE, L. B.; ALVES, E. R.; A. A evolução do leite no Brasil em cinco décadas. **Revista de Política Agrícola**, Brasília, DF. ano 26, n. 1, p. 5-24, jan./fev./mar. 2017.

WALTER, L. C.; STRECK, N. A.; ROSA, H. T.; KRUGER, C. A. M. B. Mudança climática e seus efeitos na cultura do arroz. **Ciência Rural**. v. 40, n. 11, nov, 2010.

ZHANG, H.; JIN, G.; YU, Y. Review of river basin water resource management in China. **Water**. v. 10, 2018.

ZOCCAL, R. Produtividade do rebanho brasileiro. Panorama do Leite online, Ano3, n. 31, 2009. Disponível em: <<http://www.cileite.com.br/panorama/especial131.html>. Acesso em: 06/07/2009.

CAPÍTULO II

EMISSÕES DE GASES DO EFEITO ESTUFA NO SETOR AGROPECUÁRIO EM DIFERENTES CENÁRIOS DE MUDANÇAS DO CLIMA NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO

RESUMO

Atividades do setor agropecuário geram emissões de GEE que resultam de diversos processos, dentre os quais destacam a fermentação entérica (CH_4), manejo de dejetos de animais (CH_4 e N_2O), cultivo de arroz (CH_4), queima de resíduos agrícolas (CH_4 e N_2O) e emissões de N_2O provenientes de solos agrícolas. Atender às demandas atuais e futuras de suprimento alimentar e não contribuir negativamente na elevação dos níveis de emissões é um desafio para o desenvolvimento agropecuário brasileiro. Dessa maneira, o objetivo do trabalho foi quantificar as emissões de GEE para o setor agropecuário para o período de 2005 a 2017 e analisar os impactos das mudanças climáticas em cenários futuros na agropecuária sobre as emissões de GEE. As estimativas para o Setor Agropecuário na BESF para o período de 2005 a 2017 foram baseadas nas metodologias empregadas no Guia para Inventários Nacionais de Gases do Efeito Estufa do Painel Internacional sobre Mudanças Climáticas e os relatórios referências da Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Além das estimativas para o período presente, foram simulados cenários que levaram em conta os efeitos das mudanças do clima na produtividade agrícola e pecuária na BESF e consequentemente nas emissões de GEE. Em 2017, as emissões do setor agropecuária totalizaram 36.946,26 Gg CO_2eq , identificando que o subsetor Fermentação Entérica foi o que mais contribuiu com as emissões, estimada em 21.714,63 Gg CO_2eq , seguido pelos subsetores Solos Manejados (11.231,30 Gg CO_2eq) e Manejo de Dejetos (1.959,21 Gg CO_2eq). Os outros subsetores contribuíram com 2.041,12 Gg CO_2eq . O principal gás emitido pela agropecuária é o metano (CH_4), com emissão total de 1.118,69 Gg de CH_4 , oriundas dos processos de fermentação entérica animal (92,43%), manejo de dejetos (7,15%), cultivo de arroz (0,34%) e da queima de resíduos agrícolas provenientes da cana-de-açúcar (0,08%). As emissões por óxido nitroso (N_2O) representam 31,21% das emissões do setor agropecuária. O dióxido de carbono (CO_2) representou 5,20% das emissões totais do setor, gerada principalmente pelo uso de calcário agrícola. O setor agropecuário pode proporcionar a mitigação das emissões de gases do efeito estufa promovendo a recuperação de pastagens degradadas e com manejo adequado do solo quanto a intensificação da produção, com maior produtividade no uso do solo.

Palavras-chave: Dióxido de carbono, metano, óxido nitroso, IPCC.

ABSTRACT

Activities in the agricultural sector generate GHG emissions resulting from various processes, among which enteric fermentation (CH₄), animal waste management (CH₄ and N₂O), rice cultivation (CH₄), burning of agricultural residues (CH₄ and N₂O) and N₂O emissions from agricultural soils. Meeting current and future demands for food supply and not contributing negatively to raising emissions levels is a challenge for Brazilian agricultural development. Thus, the objective of the work was to quantify GHG emissions for the agricultural sector for the period 2005 to 2017 and analyze the impacts of climate change in future scenarios in agriculture on GHG emissions. The estimates for the Agricultural Sector at BESF for the period 2005 to 2017 were based on the methodologies employed in the Guide for National Inventories of Greenhouse Gases of the International Panel on Climate Change and the reference reports of the Third National Communication of Brazil to the Framework Convention of the United Nations on Climate Change. In addition to the estimates for the present period, scenarios were simulated that considered the effects of climate change on agricultural and livestock productivity at BESF and, consequently, on GHG emissions. In 2017, emissions from the agricultural sector totaled 36.946,26 Gg CO₂eq, identifying that the Enteric Fermentation subsector contributed the most to emissions, estimated at 21.714,63 Gg CO₂eq, followed by the Managed Soils subsector (11.231,30 Gg CO₂eq) and Waste Management (1.959,21 Gg CO₂eq). The other subsectors contributed with 2.041,12 Gg CO₂eq. The main gas emitted by agriculture is methane (CH₄), with a total emission of 1,118.69 Gg of CH₄, coming from animal enteric fermentation processes (92,43%), waste management (7,15%), cultivation of rice (0,34%) and the burning of agricultural residues from sugarcane (0,08%). Nitrous oxide (N₂O) emissions represent 31,21% of emissions from the agricultural sector. Carbon dioxide (CO₂) represented 5,20% of the sector's total emissions, mainly generated using agricultural limestone. The agricultural sector can provide the mitigation of greenhouse gas emissions by promoting the recovery of degraded pastures and with adequate soil management as well as the intensification of production, with greater productivity in land use.

Key words: Carbon dioxide, methane, nitrous oxide, IPCC.

1 INTRODUÇÃO

O aumento das emissões de gases do efeito estufa (GEE) para a atmosfera, desde o início da era industrial, por influências antrópicas tem provocado mudanças no clima, consequentes do aquecimento global. Conforme exposto no Sexto Relatório de Avaliação do IPCC (IPCC, 2021), a influência humana no clima tem sido a causa dominante do aquecimento observado, com a temperatura da superfície global no período de 2011-2020 apresentando um aumento de 1,09 °C em relação ao período de 1850-1900, com contribuição de 1,07 °C derivada provavelmente de ações humanas, sendo que o aumento médio na superfície terrestre foi de 1,59 °C e sobre os oceanos de 0,88 °C. O aquecimento global pode alcançar os 2,0 °C durante o século XXI, se não houver profundas reduções nas emissões de GEE nas próximas décadas. Os impactos causados pelas alterações climáticas são principalmente o aumento de temperatura, elevação dos níveis dos oceanos, ilhas de calor, inundações, mudanças nos regimes pluviométricos, escassez de água e alimentos, acidificação dos oceanos e eventos climáticos extremos (IPCC, 2014; PBMC, 2016).

Os principais gases que contribuem para o efeito estufa são o dióxido de carbono (CO₂), o metano (CH₄) e o óxido nitroso (N₂O). A emissão destes gases provém principalmente de atividades associadas ao uso de combustíveis fósseis, a agropecuária e da mudança de uso da terra (CARVALHO et al., 2010; SIGNOR et al., 2014). No Brasil, as emissões de GEE vêm crescendo continuamente desde 1990 e totalizaram 1.467 Tg CO₂eq no ano de 2016, um aumento de 19,4% em relação às emissões de 2010, sendo o setor da agropecuária responsável por 33,2% do total das emissões (MCTI, 2020a). A agricultura e a pecuária são atividades de grande importância no Brasil, ocupando também um lugar de destaque no mundo quanto à produção desses setores. No entanto, essas atividades geram emissões de GEE que resultam de diversos processos, dentre os quais destacam a fermentação entérica (CH₄), manejo de dejetos animais (CH₄ e N₂O), cultivo de arroz (CH₄), queima de resíduos agrícolas (CH₄ e N₂O) e emissões de N₂O provenientes de solos agrícolas (MCTI, 2020a).

Fato inquestionável e desafiante para o desenvolvimento brasileiro é a necessidade de manter o crescimento agropecuário para atender às demandas atuais e futuras de suprimento alimentar e, ao mesmo tempo, com a premissa de que o impacto do crescimento da produção não contribua negativamente para a elevação dos níveis atuais de emissões (IPEA, 2012; MAPA, 2012). Cenários negativos são apontados por alguns modelos para as condições climáticas brasileiras, indicando possíveis reduções na disponibilidade de água e aumento da

temperatura em determinadas regiões. Além da insegurança hídrica, poderá colocar em risco a segurança alimentar da população brasileira, em virtude de a agricultura sofrer impacto com o aumento das temperaturas atmosféricas, afetando a produção do atual mapa agrícola, além de gerar resultados negativos na balança de pagamentos com a redução de produtos destinados à exportação (PINTO et al., 2008). Em virtude de possíveis cenários negativos, o Brasil assumiu compromissos de redução de emissões durante a COP-15, instituindo a Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), por meio da Lei nº 12.187, no qual está previsto o estabelecimento de Planos Setoriais de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de Baixa Emissão de Carbono em vários setores da economia, entre os quais o da agropecuária (BRASIL, 2009).

Região estratégica e de grande importância socioeconômica, a Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF) tem reforçado sua participação na atividade agropecuária brasileira, gerando emprego e renda, promovendo a ampliação das áreas cultivadas, bem como o crescimento do efetivo animal, devido ao aumento da demanda alimentar e de matéria-prima. Com isso, é de fundamental importância estudos que identifiquem as estimativas de emissões de GEE devido aos impactos causados pelos sistemas de manejo agropecuários, fornecendo informações importantes que podem auxiliar nas políticas públicas de gerenciamento de recursos mais racionais e eficientes no uso da terra.

Portanto, o objetivo deste trabalho foi calcular as quantidades totais de emissões de GEE para o setor agropecuário para o período de 2005 a 2017, além de analisar os impactos de cenários futuros na agropecuária diante das mudanças climáticas sobre as emissões de GEE na BESF para os períodos de 2021-2030, 2031-2040 e 2041-2050.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Estimativas das emissões de GEE para a agropecuária na BESF

As estimativas para o Setor Agropecuário na BESF para o período de 2005 a 2017 foram baseadas nas metodologias empregadas no Guia para Inventários Nacionais de Gases do Efeito Estufa do Painel Internacional sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006) e os relatórios referências da Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (MCTI, 2020a). A partir destas metodologias foram estimadas as emissões das seguintes fontes:

2.1.1 Emissões de metano no cultivo de arroz

As emissões de metano foram estimadas, genericamente, multiplicando-se o fator de emissão pela área colhida anual, considerando as diferentes condições de cultivo de arroz irrigado por inundação do solo na BESF (regime contínuo e intermitente com aeração múltipla). Para essas estimativas foi utilizada a equação 1 que estima a emissão de CH₄ para a cultura do arroz, de acordo com a metodologia do IPCC (2006) e do Relatório de Referência Cultivo de Arroz da Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (MCTI, 2020b), que associa fatores de emissão diários a períodos de cultivo e áreas cultivadas durante o ano:

$$CH_4 \text{ do cultivo de arroz} = \sum_i \sum_j \sum_k (FE_{ijk} \times t_{ijk} \times A_{ijk} \times 10^{-9}) \quad (1)$$

Em que:

FE_{ijk} : Fator de emissão integrado sazonalmente para as condições i, j e k (Gg CH₄ ano⁻¹); t_{ijk} : período de cultivo do arroz para as condições i, j e k (dias); A_{ijk} : área anual colhida para as condições i, j e k (ha ano⁻¹); i, j e k: representam diferentes ecossistemas, regimes de manejo de água, tipo e quantidade de material orgânico e outras condições que influenciam as emissões de CH₄ para arroz.

O fator de emissão e demais parâmetros *default* do IPCC (2006) foi adotado no cálculo das estimativas de emissão de CH₄ pelo cultivo de arroz para todos os estados que compõe a Bacia Estendida do Rio São Francisco. Foram utilizados para as estimativas de 2005 a 2017 os dados de período de cultivo e área colhida de arroz obtido em base de dados disponibilizada pela Embrapa Arroz e Feijão (2018), que compila informações provenientes do Levantamento Sistemático da Produção Agrícola (LSPA) do IBGE (IBGE, 2019b).

2.1.2 Emissões de metano na fermentação entérica e manejo de dejetos de animais na BESF

A metodologia utilizada nas estimativas de emissão de CH₄ pela fermentação entérica e manejo de dejetos fundamenta-se nas Diretrizes IPCC 2006 para Inventários Nacionais de Gases de Efeito Estufa (IPCC, 2006) e nos Relatórios de Referência da Quarta Comunicação Nacional do Brasil (MCTI, 2020c; MCTI, 2020d). Para as estimativas de emissão na BESF foram consideradas as categorias animais que incluem ruminantes (bovinos de corte e leite, bubalinos, caprinos e ovinos) e não ruminantes (aves, equinos e suínos), por serem os mais representativos da região. Levando em consideração que os fatores de emissão e os parâmetros do IPCC (2006) variam de acordo com a idade, sexo, produção, regime de criação e manejo e tratamento dos dejetos produzidos, foi realizada subdivisão das categorias animais com o intuito de obter uma maior acurácia nas estimativas de emissão. O capítulo 1 deste trabalho traz um detalhamento da categorização animal adotada.

2.1.2.1 Emissões de CH₄ proveniente da fermentação entérica na BESF

A estimativa de emissões de metano proveniente da fermentação entérica das categorias animais com sua respectiva subdivisão foi baseada nas descrições realizadas no Guia Metodológico do IPCC (2006) e no Relatório de Referência de Fermentação Entérica da Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (MCTI, 2020c), utilizando a equação 2 descrita a seguir:

$$E_{CH_4FE} = EFT_{(T)} \times \left(\frac{N_{(T)}}{10^6}\right) \quad (2)$$

Em que:

E_{CH_4FE} : Emissão de metano por fermentação entérica por categoria animal (Gg CH₄ cabeça⁻¹ ano⁻¹); $EFT_{(T)}$: Fator de emissão para população pecuária definida (kg CH₄ cabeça⁻¹ ano⁻¹); $N_{(T)}$: Número de cabeças da espécie pecuária/ categoria animal T na BESF; T: espécie/ categoria animal pecuária.

A base de dados utilizada para a estimativa da população animal de cada categoria foi obtida do banco de dados do IBGE que disponibiliza informações agregadas da Produção da Pecuária Municipal (PPM) (IBGE, 2019a) por Unidade de Federação e do Censo Agropecuário de 2006 (IBGE, 2006). Todo processo para a obtenção dos valores médios e

subdivisão da população animal dos rebanhos utilizados para calcular as emissões estão detalhados no capítulo 1 deste trabalho.

A Tabela 1 traz um detalhamento da categorização e a nomenclatura das categorias de emissão do subsetor fermentação entérica adotada para a região da BESF.

Tabela 1. Detalhamento das categorias animais utilizada para calcular as emissões de metano do subsetor fermentação entérica.

| Categoria/subcategoria | Gases do efeito estufa | | |
|--|------------------------|-----------------|------------------|
| | CO ₂ | CH ₄ | N ₂ O |
| Bovinos de corte | N.A. | A | N.A. |
| Touros > 2 anos | N.A. | A | N.A. |
| Machos de corte > 2anos (não confinado) | N.A. | A | N.A. |
| Fêmeas de corte > 2anos (não confinado) | N.A. | A | N.A. |
| Outros animais > 2 anos (confinado) | N.A. | A | N.A. |
| Bovinos < 1 ano | N.A. | A | N.A. |
| Bovinos >1<2 anos | N.A. | A | N.A. |
| Bovinos de Leite | N.A. | A | N.A. |
| Alta produção | N.A. | A | N.A. |
| Baixa produção | N.A. | A | N.A. |
| Suínos | N.A. | A | N.A. |
| Aleitamento/creche (industrial e subsistência) | N.A. | A | N.A. |
| Engorda (industrial e subsistência) | N.A. | A | N.A. |
| Reprodutores (industrial e subsistência) | N.A. | A | N.A. |
| Bubalinos | N.A. | A | N.A. |
| Caprinos | N.A. | A | N.A. |
| Equinos | N.A. | A | N.A. |
| Ovinos | N.A. | A | N.A. |

A: aplicável

N.A.: não aplicável

Fonte: Autor (2021).

Os animais foram subdivididos baseados nas recomendações sugeridas pelo IPCC (2006), devido aos sistemas brasileiros de produção animal ser bastante heterogêneos tendo em vista a diversidade cultural e às diferenças edafoclimáticas presentes ao longo de todo o território nacional.

2.1.2.2 Emissões de CH₄ dos sistemas de manejo de dejetos animais na BESF

Foi utilizada para o cálculo das emissões de metano provenientes de manejo de dejetos de animais a metodologia indicada pelo guia do IPCC (2006) e o Relatório de Referência de Manejo de Dejetos da Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (MCTI, 2020d), que leva em conta o número de animais, sólidos voláteis, percentual de utilização dos tipos de tratamento de dejetos e condições climáticas, descrita a seguir pela equação 3:

$$E_{CH_4 MD} = \sum_{(T)} [EF_{(T)} \times \left(\frac{N_{(T)}}{10^6}\right)] \quad (3)$$

Em que:

$E_{CH_4 MD}$: Emissão de metano pelo manejo de dejetos por categoria animal (Gg CH₄ cabeça⁻¹ ano⁻¹); $EF_{(T)}$: Fator de emissão para a população de animais definida (kg CH₄ cabeça⁻¹ ano⁻¹); $N_{(T)}$: Número de cabeças da espécie pecuária/ categoria animal T na BESF; T: espécie/ categoria animal pecuária.

Os fatores e parâmetros específicos para realizar as estimativas de emissão de metano pelo manejo de dejetos animais, que variam de acordo com a categoria animal foram provenientes de valores *default* indicados pelo IPCC (2006) e dos dados contidos no Quarto Inventário Nacional (MCTI, 2020d) que foram baseados em referências bibliográficas nacionais e internacionais para cada Estado. Além disso, as informações do percentual de utilização de cada sistema de tratamento de dejetos animais foram consideradas pelos dados apresentados no Quarto Inventário Nacional (MCTI, 2020d).

As emissões de metano a partir de dejetos animais estão associadas a dejetos de animais confinados manejados em condições anaeróbicas. Os dados a respeito do número de população que compõem cada espécie animal utilizada foram obtidos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), através do sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA) que agrega informações da Produção da Pecuária Municipal (PPM) (IBGE, 2019a). O IBGE possui dados de populações de diversas espécies animais de produção: bovinos, bubalinos, caprinos, ovinos, equinos, galináceos, codornas e suínos. Todas essas populações de espécies foram utilizadas para se efetuar o cálculo das contribuições do setor manejo de dejetos na BESF, subdividindo as categorias animais (Tabela 2) de acordo com as recomendações sugeridas pelo IPCC (2006).

Tabela 2. Detalhamento das categorias animais utilizadas para calcular as emissões de metano e óxido nitroso do subsetor manejo de dejetos.

| Categoria/subcategoria | Gases do efeito estufa | | |
|--|------------------------|-----------------|------------------|
| | CO ₂ | CH ₄ | N ₂ O |
| Bovinos de corte | N.A. | A | N.A. |
| Touros > 2 anos | N.A. | A | N.A. |
| Machos de corte > 2anos (não confinado) | N.A. | A | N.A. |
| Fêmeas de corte > 2anos (não confinado) | N.A. | A | N.A. |
| Outros animais > 2 anos (confinado) | N.A. | A | A |
| Bovinos < 1 ano | N.A. | A | N.A. |
| Bovinos >1<2 anos | N.A. | A | N.A. |
| Bovinos de Leite | N.A. | A | A |
| Alta produção | N.A. | A | A |
| Baixa produção | N.A. | A | A |
| Suínos | N.A. | A | A |
| Aleitamento/creche (industrial e subsistência) | N.A. | A | A |
| Engorda (industrial e subsistência) | N.A. | A | A |
| Reprodutores (industrial e subsistência) | N.A. | A | A |
| Bubalinos | N.A. | A | N.A. |
| Caprinos | N.A. | A | N.A. |
| Equinos | N.A. | A | N.A. |
| Ovinos | N.A. | A | N.A. |
| Aves | N.A. | A | A |
| Galinhas | N.A. | A | A |
| Galos, frangos e pintos | N.A. | A | A |
| Codornas | N.A. | A | A |

A: aplicável

N.A.: não aplicável

Fonte: Autor (2021).

2.1.3 Queima de resíduos da cana-de-açúcar

A queima de resíduos agrícolas, responsável pela emissão de metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O), foi considerada para a cultura da cana-de-açúcar. O método para o cálculo dos gases provenientes da queima de resíduos da cana-de-açúcar foi fundamentado nas diretrizes apresentadas nos Guias do IPCC (2006) e no Relatório Referência de Queima de Resíduos

Agrícolas da Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (MCTI, 2020e), calculadas pelo produto entre área queimada, biomassa disponível e os fatores de combustão e emissão, expresso pela equação 4:

$$QR_{cana-de-açúcar} = A \times M_B \times C_f \times G_{ef} \times 10^{-3} \quad (4)$$

Em que:

$QR_{cana-de-açúcar}$: quantidade de emissões de gases de CH_4 e N_2O a partir da queima de resíduos (toneladas); A : área queimada (hectares); M_B : biomassa disponível para combustão ($t\ ha^{-1}$); C_f = fator de combustão, adimensional (Tabela 2.6, IPCC 2006, vol. 4); G_{ef} = fator de emissão ($g\ kg^{-1}$ de matéria seca queimada) (Tabela 2.5, IPCC 2006, vol. 4).

A área queimada é o produto entre a área colhida vezes a porcentagem de colheita manual. A biomassa disponível para combustão é calculada pelo produto entre a produtividade com a relação palhico/colmo. Em que esses dados são valores específicos para cada estado e ano de referência, calculado a partir de dados da produção de cana-de-açúcar. O fator de combustão é calculado pela relação entre a matéria seca queimada pela matéria seca disponível para queima. Os fatores de emissão para os gases CH_4 e N_2O foram adotados pela média dos fatores apresentados por Yokelson et al. (2008), Lopes e Carvalho (2009) e França et al. (2012), indicados no levantamento realizado para o Quarto Inventário Nacional (MCTI, 2020e).

As informações de produção, área colhida e produtividade da cana-de-açúcar foram obtidas por meio da pesquisa da Produção Agrícola Municipal (PAM) no Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA) (IBGE, 2019b) e da CONAB (2018) para o período de 2005 a 2017, a nível nacional, estadual e municipal.

2.1.4 Emissões de óxido nítrico de solos agrícolas e manejo de dejetos

Para as estimativas de emissões de N_2O de solos agrícolas foi utilizada a metodologia proveniente do IPCC (2006) e do Relatório de Referência de Solos Manejados, Uso de Calcário e Aplicação de Ureia da Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (MCTI, 2020f). As emissões diretas de N_2O ocorrem pela adição aos solos de fertilizantes sintéticos (F_{SN}), adubos orgânicos (F_{ON}), deposição de dejetos animais sem manejo (F_{PRP}) e pela incorporação no solo de resíduos de colheita (F_{CR}). As emissões indiretas de N_2O são calculadas a partir da porção de nitrogênio volatilizada pela adição de fertilizantes sintéticos (F_{SN}), adubos orgânicos (F_{ON}) e da

deposição de dejetos de animais diretamente no solo, sem manejo (F_{PRP}), e também daquela perdida por lixiviação do nitrogênio disponibilizado de resíduos de culturas agrícolas (F_{CR}).

2.1.4.1 Emissões diretas de solos agrícolas

As emissões diretas de N_2O de solos agrícolas foram calculadas através da equação 5, seguindo a metodologia do guia do IPCC (2006):

$$N - N_{2O_{direta}} = N_{2O} - N_{entradas\ de\ N} + N_{2O} - N_{PRP} \quad (5)$$

Em que:

$N - N_{2O_{direta}}$: emissão direta anual de N_2O produzidas de solos agrícolas manejados ($Gg\ N_2O\ ano^{-1}$); $N_{2O} - N_{entradas\ de\ N}$: emissão direta anual de N_2O pela entrada de N provenientes dos solos agrícolas manejados ($Gg\ N_2O\ ano^{-1}$); $N_{2O} - N_{PRP}$: emissões diretas anuais de N_2O por meio da deposição de dejetos animais diretamente nos solos, sem manejo ($Gg\ N_2O\ ano^{-1}$).

Dados de consumo de fertilizantes sintéticos foram extraídos do Anuário Estatístico – Setor de Fertilizantes da Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA, 2018), que apresenta valores em toneladas de fertilizantes nitrogenados sintéticos e por ano, desagregados a nível estadual. Foram considerados adubos orgânicos os esterco e dejetos manejados, além da vinhaça e da torta de filtro. Os dados de esterco foram considerados como atividade das populações de cada uma das categorias animais como relatados na metodologia aplicada nos subsetores fermentação entérica e manejo de dejetos, obtendo os dados através de pesquisa da Produção da Pecuária Municipal (PPM) (IBGE, 2019a). Para a vinhaça e a torta de filtro os dados foram obtidos da produção de etanol e açúcar relatados pela União da Indústria de Cana-de-açúcar (UNICA, 2019).

As informações de área colhida (em ha), produção (em mil toneladas) e de produtividade ($t\ ha^{-1}$) foram obtidas através do Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA) que agrega informações da Produção da Agrícola Municipal (PPM) (IBGE, 2019b), considerando as culturas: arroz, cana-de-açúcar, feijão, mandioca, milho e soja, por terem maior representatividade na região da BESF.

2.1.4.2 Emissões indiretas de solos agrícolas

As emissões indiretas de N_2O de solos agrícolas decorrentes do nitrogênio volatilizado e lixiviado foram calculadas adotando a equação 6, descrita no guia metodológico do IPCC (2006):

$$N - N_2O_{indireta} = N - N_2O_{(V)} + N - N_2O_{(L)} \quad (6)$$

Em que:

$N - N_2O_{indireta}$: emissão indireta anual de N_2O de solos agrícolas manejados ($Gg N_2O \text{ ano}^{-1}$); $N - N_2O_{(V)}$: emissão indireta de N_2O do N volatilizado de fertilizantes sintéticos e dejetos animais usados como adubo que posteriormente se depositam no solo ($Gg N_2O \text{ ano}^{-1}$); $N - N_2O_{(L)}$: emissão indireta de N_2O do N lixiviado de fertilizantes sintéticos e dejetos animais usados como adubo que posteriormente se depositam no solo ($Gg N_2O \text{ ano}^{-1}$).

Utilizaram-se os fatores *default* para o cálculo das emissões indiretas de N_2O dos solos agrícolas decorrentes do N volatilizado e lixiviado.

2.1.4.3 Emissões de N_2O devido ao manejo de dejetos

As emissões de N_2O provenientes dos sistemas de manejo de dejetos de animais foram calculadas de acordo com a metodologia do IPCC (2006), contemplando as principais categorias de animais (aves, gado de leite e de corte, bubalinos, caprinos, ovinos e suínos) (Tabela 2), assim como, os principais sistemas de manejo de dejetos, sendo a metodologia semelhante a utilizada para as emissões de metano. Para o cálculo das estimativas de emissão total direta e indireta foi aplicada a equação 7 e 8, respectivamente:

$$N_2O_{dejetos \text{ diretos}} = \left\{ \sum_S \left[\sum_T (E_{fet(T)} \times N_{ex(T)} \times MS_{(TS)}) \right] FE_{N_2O_{dejetos}} \right\} \times \frac{44}{28} \quad (7)$$

Em que:

$N_2O_{dejetos \text{ diretos}}$: emissões diretas de N_2O provenientes de sistemas de manejo de dejetos de animais ($Gg N_2O \text{ ano}^{-1}$); S= tipo de manejo de dejetos de animais; T= tipo de rebanho animal; $E_{fet(T)}$ = efetivo do rebanho tipo (T) (cabeças de animais ano^{-1}); $N_{ex(T)}$ = quantidade de nitrogênio excretada por animal do tipo (T) ($Gg N \text{ ano}^{-1}$); $MS_{(TS)}$ = fração do nitrogênio excretada pelos animais do rebanho do tipo (T) em cada sistema de manejo de dejetos (S); $FE_{N_2O_{dejetos}}$ = fatores de emissão de N_2O para os sistemas de manejo de dejetos.

$$N_2O_{dejetos \text{ indiretos}} = (N_{volatilizado} \times EF) \times \frac{44}{28} \quad (8)$$

Em que:

$N_2O_{dejetos \text{ indiretos}}$: emissões indiretas de N_2O pelo sistema de manejo de dejetos animais ($Gg N_2O \text{ ano}^{-1}$); $N_{volatilizado}$: emissões indiretas de N_2O pela deposição do N volatilizado do manejo de dejetos; EF: fator de emissão de N_2O para os sistemas de manejo de dejetos.

Os efetivos dos rebanhos $E_{fet(T)}$ foram obtidos através dos dados da Produção Pecuária Municipal (PPM), disponibilizados pelo IBGE (2019a) que fornece os dados dos principais rebanhos anualmente, em escala nacional, estadual e municipal. A definição do peso, fator de emissão e excreção e destinação de dejetos, para cada categoria animal, foram baseados no Quarto Inventário Nacional de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa (MCTI, 2020d).

2.1.5 Emissões de dióxido de carbono pela calagem e aplicação de ureia

As estimativas de emissões de CO_2 pela utilização de calcário como corretivo agrícola e a aplicação de ureia como fertilizante agrícola foram realizadas de acordo com a metodologia adotada pelo IPCC (2006) e por meio do Relatório de Referência de Solos Manejados, Uso de Calcário e Aplicação de Ureia da Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (MCTI, 2020f), utilizando as equações 9 e 10, respectivamente.

$$CO_{2\text{ calcário}} = [(Q_{\text{calcítico}} \times EF_{\text{calcítico}}) + (Q_{\text{dolomítico}} \times EF_{\text{dolomítico}})] \times 3,67 \quad (9)$$

Em que:

$CO_{2\text{ calcário}}$ = emissões de CO_2 provenientes da utilização de calcário ($Kg\ CO_2\ ano^{-1}$); $Q_{\text{calcítico}}$ e $Q_{\text{dolomítico}}$ = quantidade de calcário calcítico e dolomítico aplicado ao solo anualmente ($Kg\ ano^{-1}$), respectivamente; $EF_{\text{calcítico}}$ e $EF_{\text{dolomítico}}$ = fatores de emissão para estimar as emissões de CO_2 ; 3,67 é o fator de conversão de C para CO_2 (adimensional).

$$CO_{2\text{ ureia}} = Q_{\text{ureia}} \times EF \times 3,67 \quad (10)$$

Em que:

$CO_{2\text{ ureia}}$ = emissões de CO_2 associadas à aplicação de ureia ($Kg\ ano^{-1}$); Q_{ureia} = quantidade de ureia aplicada ao solo anualmente ($Kg\ ano^{-1}$); EF = fator de emissão; 3,67 é o fator de conversão de C para CO_2 (adimensional).

Dados de produção e consumo de calcário aparente, para cada Unidade Federativa de 2005 a 2017, foram obtidos da Associação Brasileira dos Produtores de Calcário (ABRACAL, 2018). A série histórica da ABRACAL possui dados do consumo aparente para os principais estados produtores agrícolas do país, porém não apresenta esses dados para todos os estados brasileiros.

Dados de consumo de fertilizantes sintéticos foram extraídos do Anuário Estatístico – Setor de Fertilizantes da Associação Nacional para Difusão de Adubos – ANDA, que apresenta valores em toneladas de fertilizantes nitrogenados sintéticos e por ano.

2.2 Estimativas das emissões de gases do efeito estufa em cenários climáticos futuros para a agropecuária na BESF

Projeções de cenários futuros levando em conta os efeitos das mudanças do clima, utilizando as RCPs 4.5 e 8.5 (forçante radiativa de estabilização $8,5 \text{ W m}^{-2}$) na produtividade agrícola das culturas e na população animal da BESF, utilizando o Simulador de Cenários Agrícolas (SCENAGRI) com a incorporação de dados fornecidos pelo modelo climatológico ETA-HadGEM2-ES CMIP5 para os períodos de (2021-2030), (2031-2040) e (2041-2050), resultaram em uma base de dados com informações da perspectiva futura do setor agropecuário, os quais foram considerados para estimar as emissões de gases do efeito estufa ao longo dos anos (2021-2030, 2031-2040 e 2041-2050). As simulações de produtividade agrícola para os períodos estudados contemplaram as culturas do: arroz, cana-de-açúcar, feijão, mandioca, milho e soja. Já para as estimativas populacionais dos rebanhos presentes na BESF foram contempladas as seguintes categorias: bovinos (leite e corte), bubalinos, caprinos, equinos e ovinos. No capítulo 1 deste trabalho encontra-se a metodologia detalhada das estimativas de produtividade agrícola e população animal para períodos futuros, as quais foram consideradas para os cálculos de emissões de gases do efeito estufa para períodos futuros na região da BESF.

As estimativas para o Setor Agropecuário na BESF, considerando os impactos das mudanças do clima para os cenários futuros, foram baseadas nas metodologias empregadas no Guia para Inventários Nacionais de Gases do Efeito Estufa do Painel Internacional sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006) e os relatórios referências da Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (MCTI, 2020a). Na Tabela 3 encontram-se detalhadamente os subsetores, categorias e subcategorias utilizadas para as estimativas de emissões.

Para determinação das áreas colhidas se admitiu que não houvesse alteração nas áreas cultivadas com as principais culturas presentes na BESF, fixando a área total colhida de cada cultura que foi registrada no ano de 2017 para os períodos futuros, ou seja, apenas a produção e consequente produtividade agrícola das culturas foram afetadas pelas simulações dos cenários de mudanças climáticas futuras. Desta forma, adotou-se a mesma quantidade na

aplicação de calcário e fertilizante sintético para a demanda futura desses produtos na agropecuária da BESF.

Tabela 3. Detalhamento das subdivisões do setor Agropecuário para estimativas de gases do efeito estufa para cenários futuros na região da BESF.

| Subcategoria | Gases do efeito estufa | | |
|---------------------------------|------------------------|-----------------|------------------|
| | CO ₂ | CH ₄ | N ₂ O |
| Uso de calcário | A | N.A. | N.A. |
| Aplicação de ureia | A | N.A. | A |
| Outros fertilizantes sintéticos | N.A. | N.A. | A |
| Adbos orgânicos | N.A. | N.A. | A |
| Resíduos agrícolas | N.A. | N.A. | A |
| Queima de resíduos agrícolas | N.A. | A | A |
| Bovinos de corte | N.A. | A | N.A. |
| Bovinos de leite | N.A. | A | A |
| Suínos | N.A. | A | A |
| Aves | N.A. | A | A |
| Outros animais | N.A. | A | N.A. |

A: aplicável

N.A.: não aplicável

Fonte: Autor (2021).

2.3 Métricas

Com o intuito de comparar e somar os valores estimados de todos os gases do efeito estufa foi utilizado para cálculo à métrica do Potencial de Aquecimento Global (Global Warming Potential – GWP) para um horizonte de 100 anos do Segundo Relatório de Avaliação (SAR) do IPCC (IPCC, 1995), atualmente utilizada para inventários nacionais como fator de ponderação, para chegar à unidade comum, o equivalente de dióxido de carbono (CO₂eq). Na Tabela 4 são apresentados os coeficientes considerados para as métricas de GWPs para os GEEs.

Tabela 4. Gases do efeito estufa e valor correspondente ao coeficiente das métricas de GWP.

| Gás | Símbolo | GWP |
|--------------------|------------------|-----|
| Dióxido de carbono | CO ₂ | 01 |
| Metano | CH ₄ | 21 |
| Óxido nitroso | N ₂ O | 310 |

Fonte: IPCC, 1995.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O setor agropecuário compreende as emissões de GEE das atividades pecuárias e agrícolas, em que estão relacionadas, em especial, com o tamanho da população animal, a quantidade da produção e os tipos de fertilizantes usados em solos agrícolas.

Ao transformar as emissões de GEE em uma unidade comum, o CO₂ equivalente (CO₂eq), nota-se que as emissões do setor agropecuária totalizaram 36.946,26 Gg CO₂eq em 2017, um acréscimo de 2,89%, se comparado com 2005 (Tabela 5). É possível identificar que o subsetor Fermentação Entérica foi o mais representativo (58,77%), contribuindo com emissão estimada em 21.714,63 Gg CO₂eq em 2017, seguido pelos subsetores Solos Manejados e Manejo de Dejetos que apresentaram emissões de 11.231,30 e 1.959,21 Gg CO₂eq, respectivamente. Os outros subsetores contribuíram com o restante das emissões em 2017, totalizando 2.041,12 Gg CO₂eq (Tabela 5), com aumentos expressivos nas emissões, principalmente, com a intensificação no uso de calcário (112,52%) e aplicação de ureia (62,43%) nas regiões produtoras da BESF. Vale desatacar, que a contribuição nas emissões de GEE por meio das atividades de cultivo de arroz e queima de resíduos da cana-de-açúcar, mostraram reduções ao longo dos 12 anos analisados (-85,16% e -50,51%, respectivamente).

Tabela 5. Emissões do setor Agropecuária na Bacia Estendida do Rio São Francisco, em CO₂ eq, por subsetor de 2005 e 2017.

| Setor/Subsetor | 2005 | 2017 | Variação (2005 - 2017) | Contribuição das emissões em 2017 | Contribuição nas emissões nacionais* |
|---------------------------------|-------------------------|----------|---------------------------|---|--|
| | (Gg CO ₂ eq) | | | | |
| Agropecuária | 35907,40 | 36946,26 | 2,89 | 100,00 | 7,6 |
| Fermentação Entérica | 23126,46 | 21714,63 | -6,10 | 58,77 | 7,7 |
| Solos Manejados | 9458,10 | 11231,30 | 18,75 | 30,40 | 7,3 |
| Manejo de Dejetos | 1750,07 | 1959,21 | 11,95 | 5,30 | 8,6 |
| Uso de Calcário | 720,62 | 1531,48 | 112,52 | 4,15 | 9,6 |
| Aplicação de Ureia | 240,28 | 390,29 | 62,43 | 1,06 | 10,0 |
| Cultivo de Arroz | 529,41 | 78,54 | -85,16 | 0,21 | 0,9 |
| Queima de Resíduos Agrícolas | 82,46 | 40,81 | -50,51 | 0,11 | 8,0 |

* Dados do Setor Agropecuária do Quarto Inventário Nacional de Emissão de Gases do Efeito Estufa (MCTI, 2020) para o ano de 2016.

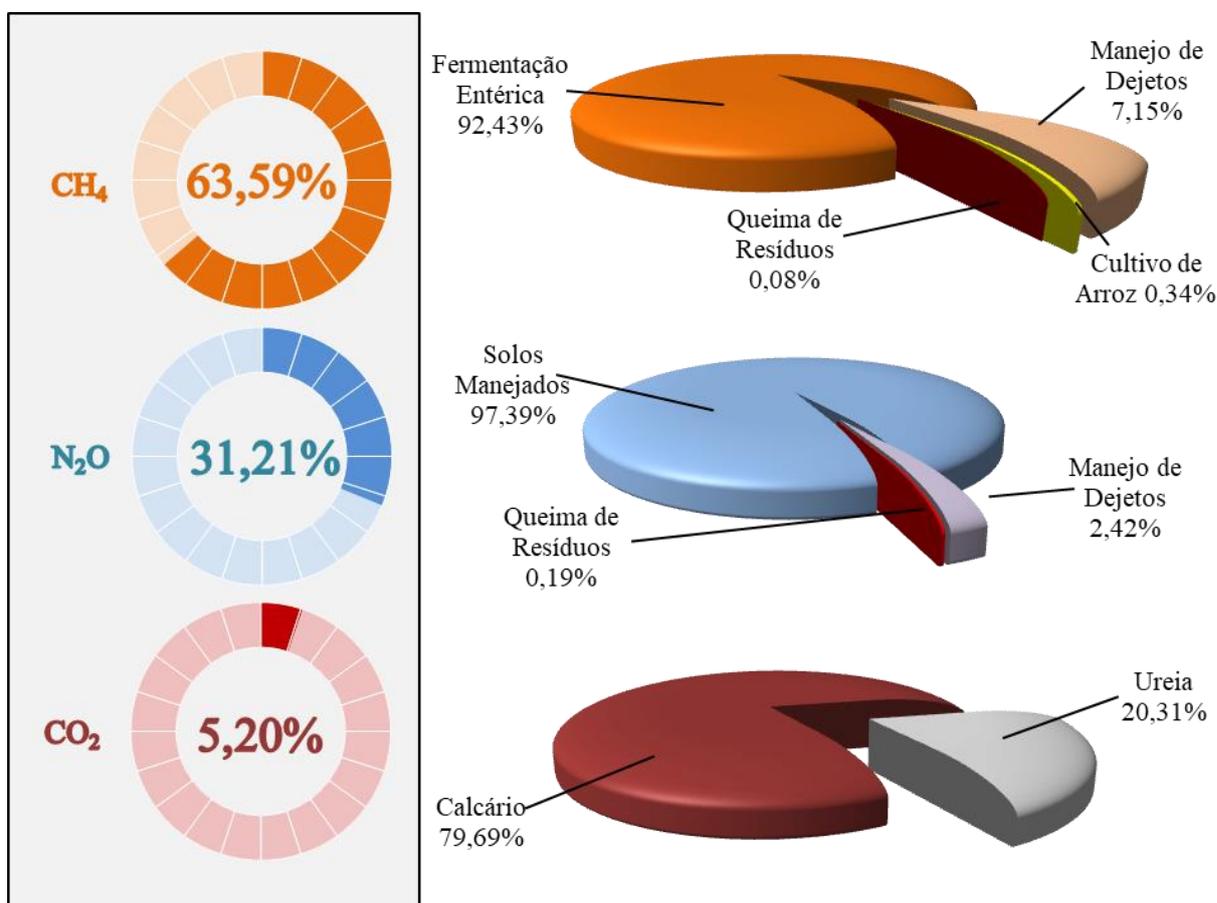
Fonte: Autor (2021).

A área da BESF corresponde por aproximadamente 9,9% do território nacional, e as emissões de GEE do setor Agropecuária no seu território em 2017, correspondem a 7,6% das emissões nacionais estimadas para 2016 (MCTI, 2020a) (Tabela 5). Analisando os resultados de cada subsetor, observa-se que as emissões na BESF correspondem entre 7,3 e 10,0% das emissões brasileiras no setor Agropecuária em 2016, ou seja, as emissões estão em consonância com a proporção territorial da BESF no Brasil. A exceção é somente as emissões do cultivo do arroz, visto que, as emissões da BESF representam somente 0,94% das emissões nacionais (Tabela 5). Cabe destacar, que as emissões na BESF não contemplaram todas as culturas agrícolas, o que reduz suas emissões, sobretudo as provenientes dos resíduos das culturas anuais, que são enquadradas no subsetor Solos Manejados.

O acréscimo das emissões na agropecuária ao longo dos anos acompanha o aumento da produção, principalmente pelo crescimento da produção agrícola das principais culturas e pelo aumento da quantidade de animais na região da bacia. Sendo a agropecuária um setor influente no cenário econômico nacional, contribuindo positivamente na balança comercial brasileira.

Como mostra a Figura 1, o principal gás emitido pela agropecuária é o metano (CH_4), representando 63,59% das emissões, equivalente a 1.118,69 Gg de CH_4 em 2017, redução de 6,80%, se comparado com as emissões de 2005. Essas emissões são oriundas principalmente dos processos de fermentação entérica animal (92,43%), pelo manejo de dejetos (7,15%), pelo cultivo de arroz (0,34%), além da queima de resíduos agrícolas provenientes da cana-de-açúcar (0,08%) (Figura 1). As emissões por óxido nitroso (N_2O) representam 31,21% das emissões do setor, que tiveram como principal fonte os solos manejados. O dióxido de carbono (CO_2) contabilizou 5,20% das emissões totais do setor, gerada majoritariamente pelo uso de calcário como corretivo agrícola.

Figura 1. Emissões de gases do efeito estufa do setor Agropecuária na Bacia Estendida do Rio São Francisco, desagregados por subsetor em 2017.

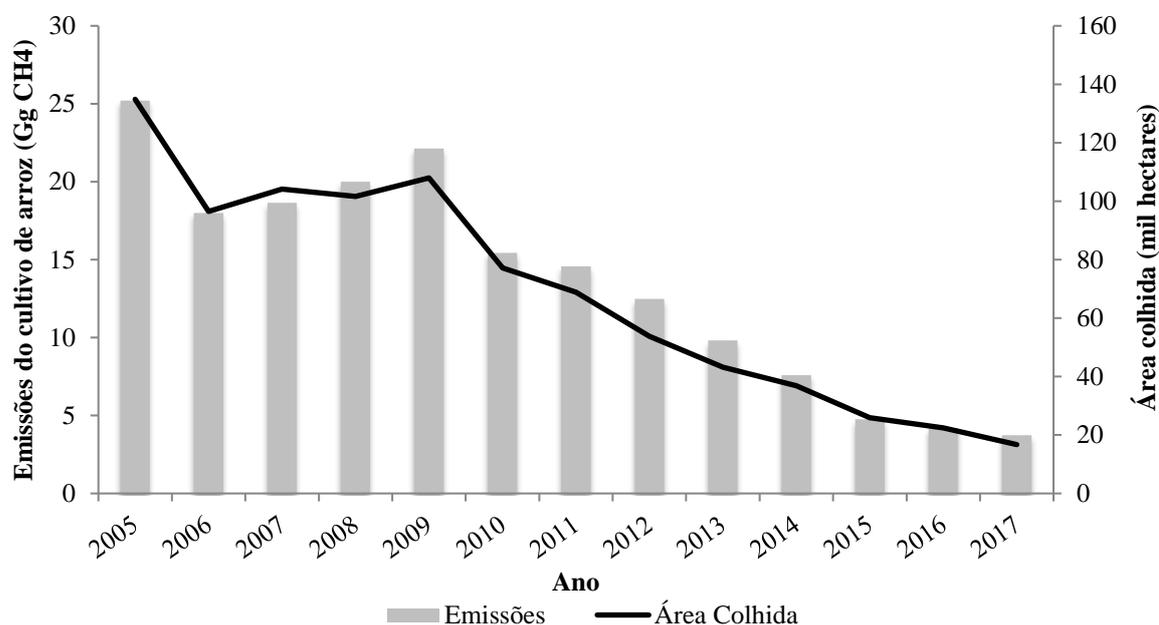


Fonte: Autor (2021).

3.1 Emissões de metano no cultivo de arroz

O cultivo de arroz em sistemas irrigados é associado fortemente como fonte de liberação de gases do efeito estufa para a atmosfera, principalmente pela emissão de CH₄. As emissões de metano provenientes do subsetor cultivo de arroz foram estimadas em 3,74 Gg de CH₄ em 2017 (Figura 2), contribuindo com 0,21% das emissões do setor agropecuária em termos de CO₂eq. Esse subsetor ao longo dos anos tem apresentado expressivas reduções nas emissões de metano na região da bacia, como registrada em 2017 uma diminuição de 85,16% (Tabela 5) comparada com o ano de 2005, reflexo principalmente da diminuição da área total cultivada com arroz irrigado. Em relação aos regimes hídricos no cultivo de arroz destaca-se a influência do regime irrigado por inundação contínua, o qual apresenta maior parte das áreas cultivadas com arroz na BESF.

Figura 2. Evolução das emissões de metano (Gg CH₄) e área colhida (mil ha) pelo cultivo de arroz na Bacia Estendida do Rio São Francisco, de 2005 a 2017.



Fonte: Autor (2021).

Ambientes naturais ou cultivados em regimes de inundação sofrem mudanças na formação de gases, alterado pelos metabolismos microbianos que são afetados pela diminuição do oxigênio na água. Com relação às categorias de regimes hídricos para o cultivo de arroz é possível observar que a maior parcela de contribuição para as emissões de metano é decorrente do sistema de cultivo irrigado por inundação contínua. Em 2017, as emissões provenientes do cultivo de arroz por sistema de irrigação por inundação contínua foram estimadas em 3,68 Gg CH₄, contribuição correspondente a 98,40% do total das emissões, enquanto os regimes irrigados por inundação intermitente com aeração múltipla apresentaram valor de metano emitido estimado em 0,06 Gg CH₄, cuja contribuição foi de apenas 1,60% das emissões totais (Tabela 6).

Tabela 6. Contribuição das categorias de regime hídrico no cultivo de arroz para as emissões de metano (CH₄) na BESF nos anos de 2005 e 2017.

| Subsetor/Categoria | 2005 | 2017 | Variação (2005 - 2017) | Contribuição nas emissões (2017) |
|--|-----------------------|------|---------------------------|-------------------------------------|
| | (Gg CH ₄) | | | |
| Cultivo de arroz | 25,21 | 3,74 | -85,16 | 100,00 |
| Irrigado por inundação contínua | 22,64 | 3,68 | -83,75 | 98,40 |
| Irrigado por inundação intermitente com aeração múltipla | 2,57 | 0,06 | -97,67 | 1,60 |

Fonte: Autor (2021).

As emissões de metano associadas ao cultivo de arroz são decorrentes dos sistemas de inundação que propiciam condições anaeróbicas e extremamente reduzidas, adequadas para a decomposição da matéria orgânica pela ação das bactérias metanogênicas (LE MER; ROGER, 2001; AGOSTINETTO et al., 2002; CONRAD, 2002; LAI, 2009), podendo ocorrer diminuição das taxas de emissão pela drenagem das áreas de cultivo, um vez que a aeração do solo pode suprimir a produção de CH₄ devido à oxidação aeróbica pelas bactérias metanogênicas (CONRAD, 2002; LIMA et al., 2012).

Com o aumento da demanda de arroz baseadas nas taxas de crescimento da população mundial faz-se necessário aumentar a produção de grãos desse cereal pela adoção de cultivares mais produtivas, expansão das áreas cultivadas e a intensificação do manejo cultural, o que poderá intensificar a quantidade de metano emitido na atmosfera (AGOSTINETTO et al., 2002). Dessa maneira, medidas de redução nas emissões de metano associadas ao cultivo de arroz em sistemas de irrigação por inundação podem ser utilizadas sem afetar a produtividade, sendo relatada na literatura a influência de diversas alterações nas práticas de cultivo, especialmente no manejo da água de irrigação visando à redução do tempo de inundação do solo por meio de drenagem, práticas eficientes de manejo e preparo do solo, modificação do manejo da adubação química e orgânica, e o melhoramento genético com desenvolvimento de novas cultivares (NEUE et al., 1997; SASS; FISHER Jr., 1997; LE MER; ROGER, 2001; AGOSTINETTO et al. 2002; CONRAD, 2002; WASSMANN et al., 2004) que podem contribuir com estratégias de mitigação que atendam às expectativas produtivas comitantemente a diminuição das emissões.

3.2 Emissões de metano na fermentação entérica e manejo de dejetos de animais

Em 2017, as emissões totais de metano pela pecuária na região da BESF foram estimadas em 1.114,04 Gg CH₄, sendo que as emissões atribuídas à fermentação entérica representaram 92,43% das emissões totais de metano e os sistemas de manejo de dejetos animais corresponderam por 7,15% do total de metano emitido pela agropecuária. Esse setor reduziu suas emissões de metano em 5,05% durante a série histórica compreendida entre 2005 e 2017 (Tabela 7). Vale destacar, que em 2011, houve um maior número efetivo do rebanho bovino na BESF, o que influenciou no aumento das emissões de metano no setor pecuária, provenientes principalmente da fermentação entérica.

Tabela 7. Estimativa de emissões de metano (CH₄) por fermentação entérica e manejo de dejetos provenientes da pecuária na região da BESF, para os anos de 2005, 2011 e 2017.

| Setor/Subsetor | 2005 | 2011 | 2017 | Variação 2005 - 2017 | Contribuição 2017 |
|----------------------|-----------------------|---------|---------|-------------------------|----------------------|
| | (Gg CH ₄) | | | (%) | |
| Total | 1173,23 | 1303,61 | 1114,04 | -5,05 | 99,58 |
| Fermentação Entérica | 1101,26 | 1223,61 | 1034,03 | -6,10 | 92,43 |
| Manejo de Dejetos | 71,97 | 80,00 | 80,01 | 11,17 | 7,15 |

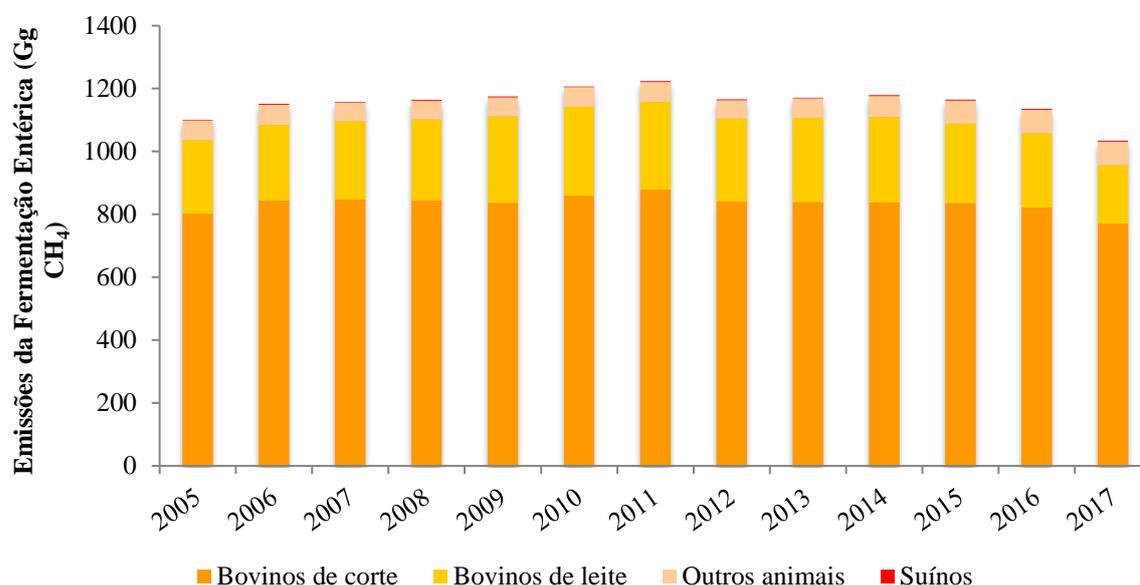
Fonte: Autor (2021).

3.2.1 Fermentação entérica (CH₄)

Este subsetor inclui as emissões de metano (CH₄) geradas pela fermentação entérica animal, proveniente do processo digestivo de animais ruminantes e não ruminantes. As categorias animais que apresentaram esse processo fisiológico e tiveram suas emissões estimadas foram os animais ruminantes: bovinos, bubalinos, caprinos e ovinos; os não ruminantes: equinos; e os monogástricos: suínos.

A fermentação entérica correspondeu, em 2017, por 1.034,03 Gg CH₄ (Tabela 7), equivalente a 58,77% das emissões do setor agropecuária na BESF, uma redução nas emissões de 6,10% se comparado com o ano de 2005. Em termos de emissões por espécie produtiva, nota-se que a categoria de bovinos (corte e leite) foi a mais representativa no ano de 2017, contribuindo com 957,05 Gg CH₄ das emissões de metano (Figura 3), participação de 92,56% nas emissões do subsetor fermentação entérica, sendo os bovinos de corte responsáveis por 74,53% das emissões e os bovinos de leite contribuindo com 18,02%. Analisando a série histórica, observa-se que em 2017 houve uma diminuição das emissões da categoria de bovinos em 7,62% quando comparado ao ano de 2005, influenciada pela população bovina (corte e leite) que apresentou redução durante esse período, cuja variação no tamanho da população é um dos principais fatores que influenciam as emissões de CH₄. As outras categorias animais contribuíram com menor quantidade de metano emitido em 2017, representando 7,44% das emissões da fermentação entérica.

Figura 3. Emissões da fermentação entérica (CH₄) na Bacia Estendida do Rio São Francisco, desagregadas por categoria animal, de 2005 a 2017.



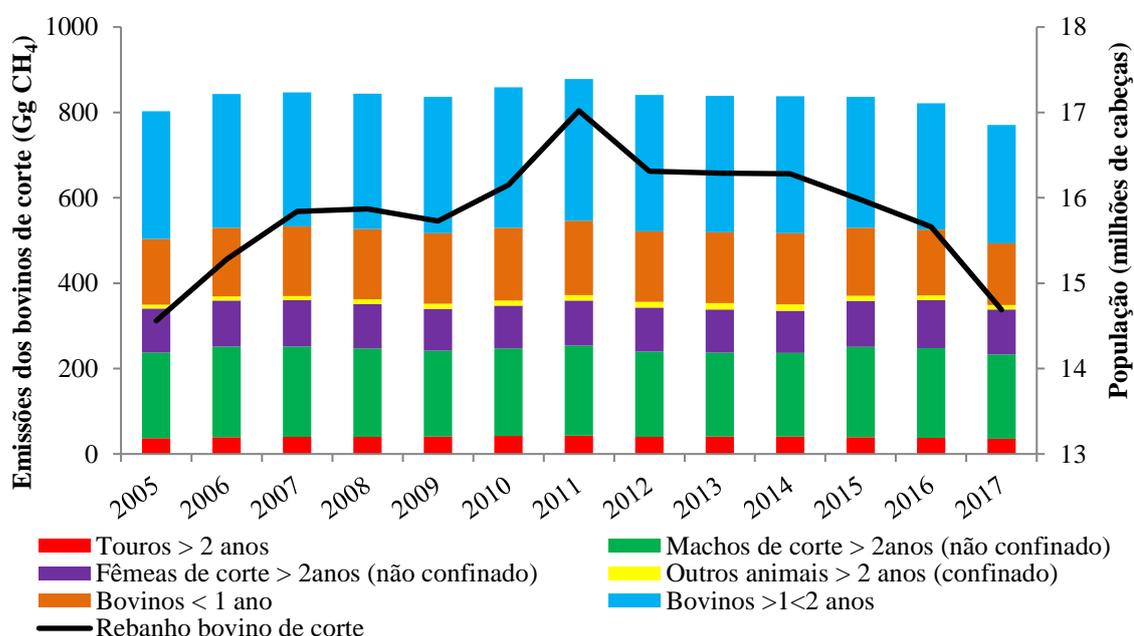
Fonte: Autor (2021).

Levando em consideração a contribuição das categorias animais nas emissões de metano na região da BESF, é possível observar que os bovinos de corte contribuíram majoritariamente com as emissões totalizando 770,69 Gg CH₄ em 2017 (Figura 4), mesmo com redução de 3,98% nas emissões em relação ao ano de 2005. Essa redução está diretamente relacionada ao aumento da taxa de digestibilidade das forragens, que exercem influência na intensidade das emissões, sendo considerada como um indicador do avanço da eficiência produtiva do efetivo bovino (BERCHIELLI; MESSANA; CANESIN, 2012; MCTI, 2020). Apresentando o maior efetivo do rebanho de bovinos de corte, a categoria entre um e dois anos de idade, no ano de 2017 corresponderam com a maior parcela nas emissões de metano do subsetor, com valor estimado em 277,08 Gg CH₄, diminuição equivalente a 7,37% em relação a 2005. Resultado diferente do que ocorreu em 2016 com o rebanho de bovinos de corte brasileiro, que apresentou maior contribuição da categoria animal de fêmeas de corte maiores de dois anos não confinadas (MCTI, 2020a). A categoria de bovinos entre um e dois anos houve crescimento nas emissões de metano ao longo dos anos, chegando a emitir maior quantidade desse gás em 2011, com valor total de 332,18 Gg CH₄, ocasionada principalmente pelo aumento na população dessa categoria, no entanto, houve queda nas emissões a partir do ano de 2012, chegando ao patamar atual de emissões.

Estudos realizados demonstram diversas estratégias na redução das emissões de metano entérico, as quais se baseiam principalmente, no manejo nutricional (composição e

qualidade da dieta, aumento da digestibilidade da forragem e do consumo de forragem digestível, manejo da pastagem, suplementação alimentar), e mudanças no sistema de produção pecuária (número de rebanhos, melhoramento genético, intensidade de produção) (COTTLE; NOLAN; WIEDEMANN, 2011; HRISTOV et al., 2013a; HRISTOV et al., 2013b). Essas estratégias apresentam diferentes viabilidades econômicas e melhorias do desempenho animal e devem ser adotadas com base na capacidade de redução das emissões, considerando a dinâmica e o balanço de carbono em todo o sistema de produção.

Figura 4. Emissões de metano (CH₄) da fermentação entérica na BESF das diferentes subcategorias de bovinos de corte, durante os anos de 2005 a 2017.



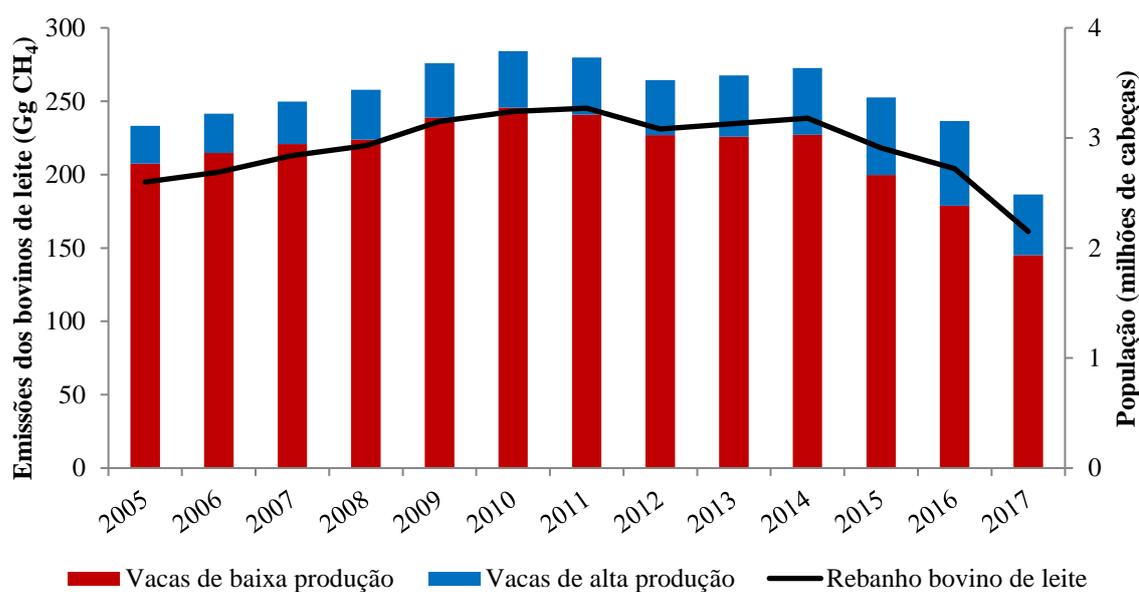
Fonte: Autor (2021).

Analisando as categorias de bovinos de corte em termos de emissões de metano por meio da fermentação entérica, é possível verificar que outras subcategorias se destacaram além dos bovinos entre um e dois anos de idade. Em 2017, estima-se que os bovinos de corte machos maiores que dois anos não confinados foram à segunda subcategoria que mais contribuiu com as emissões de metano pela categoria de bovino de corte, com emissão de 197,45 Gg CH₄, uma redução de 1,36% em relação ao período de 2005. Em seguida, os animais menores que um ano de idade contribuíram de forma acentuada com as emissões de metano, chegando a atingir em 2017 um valor total de 144,6 Gg CH₄, redução de 5,80% se comparado a 2005. As demais subcategorias de bovinos de corte apresentaram em 2017 emissões de metano estimadas em 151,52 Gg CH₄ na região da bacia. A contribuição de cada subcategoria de bovinos de corte nas emissões de metano está relacionada diretamente ao

número de animais que cada subcategoria apresenta, visto que com a maior parcela de metano emitido foi por bovinos entre um e dois anos de idade que possui o maior número de animais no efetivo de bovinos de corte.

Em relação às emissões de metano por bovinos de leite, observa-se na Figura 5 que em 2017 essa categoria totalizou 186,36 Gg CH₄ emitido, diminuição de 20,13%, quando comparada com 2005. Essa diminuição das emissões por bovinos leiteiros é resultado da redução do rebanho, aumento da digestibilidade das forragens e ao aumento da produtividade (MCTI, 2020), cuja tecnificação da atividade leiteira tem contribuído com queda das emissões com maior participação de vacas de alta produção, apesar dessa subcategoria animal apresentar incremento da população e nas emissões. Analisando as subcategorias que compõem o rebanho leiteiro, nota-se que os animais classificados como de baixa produção apresentaram maior representatividade nas emissões totais da categoria de bovinos leiteiros ao longo dos anos, apesar de apresentar 145,14 Gg CH₄ em 2017, uma redução de 30,03% em relação ao período de 2005. Com o aumento da participação de vacas de alta produção no rebanho leiteiro da BESF durante o período estudado, observa-se que houve comportamento semelhante no percentual de contribuição das emissões de metano desses animais, com incremento de 59,36% no período de 2005 a 2017, que apresentavam valores de emissão de 25,86 e 41,21 Gg CH₄, respectivamente.

Figura 5. Estimativa de emissões de metano (CH₄) da fermentação entérica na BESF das subcategorias de bovinos de leite de alta e baixa produção, durante os anos de 2005 a 2017.

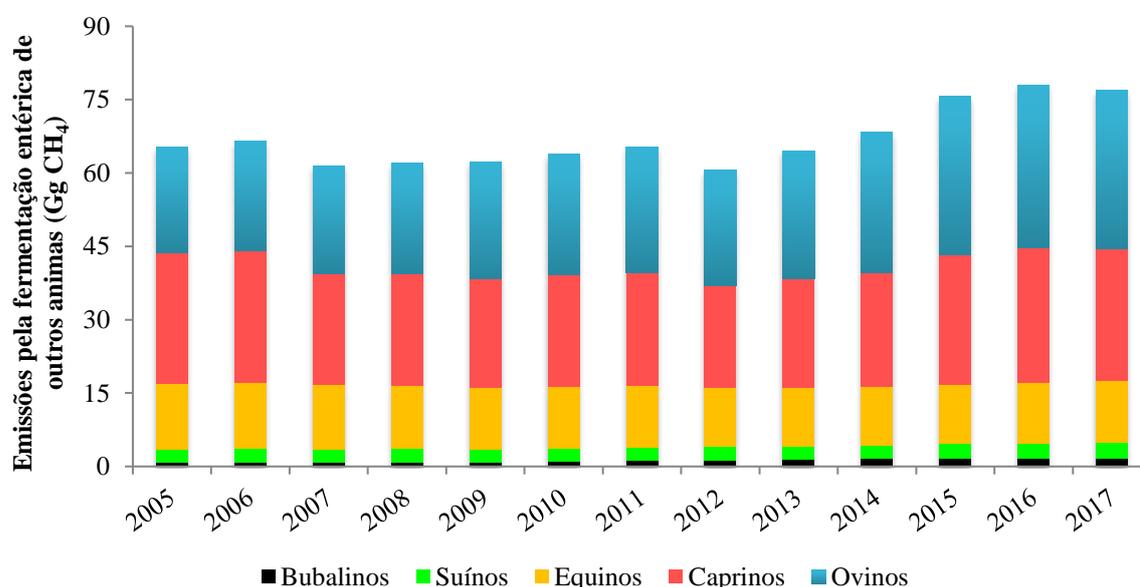


Fonte: Autor (2021).

Conforme relatado no Quarto Inventário de Emissões de GEE do setor Agropecuária (MCTI, 2020) para o território brasileiro, a redução da emissão de CH₄ proveniente da fermentação entérica ao longo dos anos está diretamente relacionada à melhoria da digestibilidade da dieta de ruminantes, favorecendo uma melhor ingestão de alimentos e o ganho de peso, somada ao melhoramento genético vegetal e o uso de tecnologias complementares para uma adequada resposta produtiva, podendo ser adotada as mesmas estratégias que contribuíram para o comportamento semelhante na região da BESF.

Em 2017, as emissões pela fermentação entérica das categorias de suínos, bubalinos, caprinos, equinos e ovinos também exerceram influência totalizando 76,98 Gg CH₄, enquanto em 2005 foram de 65,31 Gg CH₄, um incremento de 17,87% quando comparado esse período (Figura 6). Os animais da categoria de ovinos tiveram uma maior representatividade nas emissões do subsetor entre essas categorias a partir de 2009, em virtude do crescimento do rebanho na BESF, atingindo em 2017 um valor total de 32,56 Gg CH₄, o que representa um acréscimo de 50,74% se comparado a 2005.

Figura 6. Estimativa de emissões de metano (CH₄) pela fermentação entérica na BESF das subcategorias de bubalinos, caprinos, equinos, ovinos e suínos, entre os anos de 2005 a 2017.



Fonte: Autor (2021).

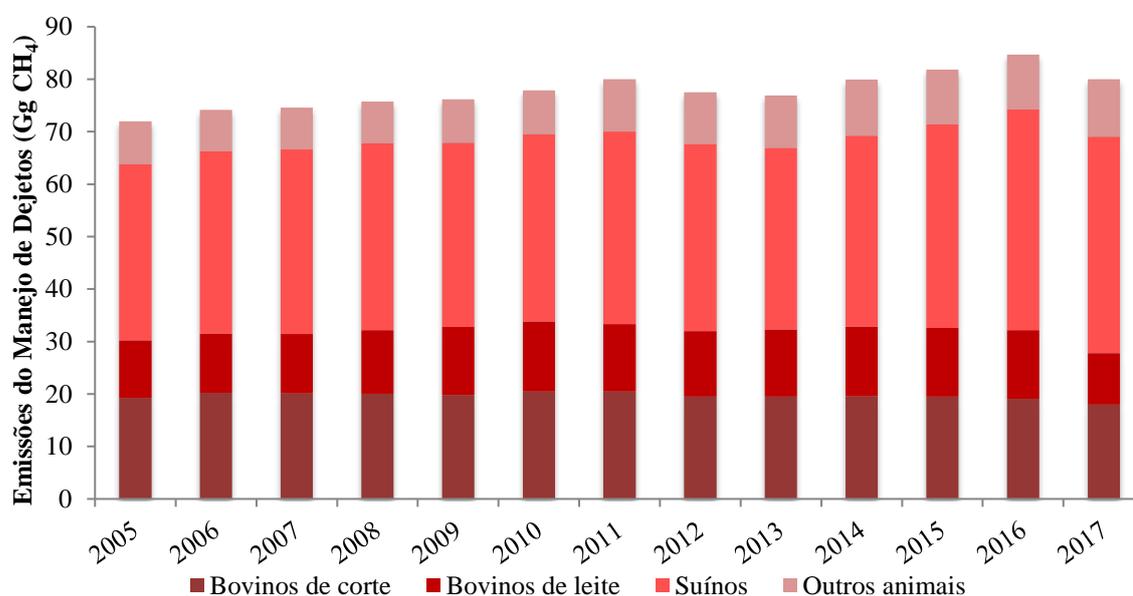
Conforme mostra a Figura 6, os rebanhos de caprinos e equinos apresentaram pequenas reduções nas emissões pela fermentação entérica entre 2005 e 2017, acarretada pela variação do número de animais nesse período, podendo considerar que houve uma estabilidade nas emissões consequente do número de animais. Já as categorias de bubalinos e

suínos apresentaram aumento nas emissões desse subsetor ao longo dos anos, contribuindo em 2017 com 1,74 e 3,14 Gg CH₄, respectivamente.

3.2.2 Manejo de dejetos animais (CH₄)

O metano é o principal gás emitido pelo subsetor manejo de dejetos, que está relacionado com o processo de decomposição dos dejetos animais sob condições anaeróbicas. Na figura 7 é possível observar que em 2017 as emissões de metano pelo manejo de dejetos na BESF totalizaram 80,01 Gg CH₄, enquanto em 2005 foram emitidos valor total de 71,97 Gg CH₄, o que representa um aumento de 11,17% entre os anos de 2005 e 2017. Contabilizando apenas as emissões de metano, o subsetor de manejo de dejetos correspondeu em 2017, por 4,55% das emissões totais do setor Agropecuária na BESF, em termos de CO₂eq. Em termos de participação nas emissões de metano provenientes dos sistemas de manejo de dejetos, se observa que as categorias animais de produção que mais contribuíram ao longo dos anos foram os suínos e bovinos, com uma representatividade em 2017 de 86,28% das emissões desse subsetor.

Figura 7. Emissões do manejo de dejetos (CH₄) na Bacia Estendida do Rio São Francisco, desagregadas por categoria animal, de 2005 a 2017.



Fonte: Autor (2021).

A categoria animal de suínos foi a que mais contribuiu no ano de 2017 com emissão de 41,21 Gg CH₄ e um aumento de 22,83% de 2005 a 2017 (Tabela 8). Analisando as subcategorias de suínos em termos de participação, observa-se que os animais em fase de

engorda em regime de criação industrial contribuíram com 23,78 Gg CH₄ no ano de 2017, enquanto em 2005 apresentaram resultado de 18,57% Gg CH₄, sendo a subcategoria com maior representatividade entre os suínos ao longo dos anos. Em seguida, a subcategoria de animais em fase de aleitamento/ creche em regime de criação industrial obteve contribuição de 19,53 Gg CH₄ em 2017, sendo a segunda subcategoria que mais emitiu metano na categoria animal de suínos. Ao verificar os sistemas de criação de suínos é possível observar que os animais em regime industrial tiveram uma maior parcela na participação das emissões metano por manejo de dejetos da categoria de suínos na região da BESF, totalizando 40,61 Gg CH₄ em 2017, aumento de 23,70% em relação a 2005.

O aumento no número de animais dessa categoria, principalmente, criados em regime industrial é considerado o principal fator para o aumento das emissões de metano, devido à elevada quantidade de dejetos produzidos que se acumulam nas granjas suinícolas. Ressaltando que a produção de CH₄ pode variar dentro da espécie, dependendo do manejo alimentar adotado e do regime de criação, com tendência dos animais em sistemas de confinamento a produzir maiores quantidades de metano, além da influência dos tipos de sistemas de tratamentos de dejetos (MCTI, 2020).

Tabela 8. Emissões de metano (CH₄) por manejo de dejetos provenientes da categoria animal de suínos na região da BESF, para os anos de 2005, 2011 e 2017.

| Categoria/Subcategoria | 2005 | 2011 | 2017 | Variação 2005-2017 |
|------------------------|-----------------------|-------|-------|--------------------|
| | (Gg CH ₄) | | | (%) |
| Suínos | 33,55 | 36,69 | 41,21 | 22,83 |
| Aleitamento/creche | 8,22 | 9,22 | 10,55 | 28,35 |
| Industrial | 8,14 | 9,17 | 10,53 | 29,36 |
| Subsistência | 0,08 | 0,05 | 0,02 | -75,00 |
| Engorda | 18,57 | 20,82 | 23,82 | 28,27 |
| Industrial | 18,38 | 20,71 | 23,78 | 29,38 |
| Subsistência | 0,19 | 0,11 | 0,04 | -78,95 |
| Reprodutores | 6,76 | 6,65 | 6,84 | 1,18 |
| Industrial | 6,31 | 6,22 | 6,30 | -0,16 |
| Subsistência | 0,45 | 0,43 | 0,54 | 20,00 |

Fonte: Autor (2021).

Na categoria de animais bovinos, observa-se que o grupo que mais contribuiu para emissões de metano no ano de 2017 foram os bovinos de corte, participando na emissão de

18,00 Gg CH₄, redução de 6,54% em relação ao ano de 2005 (Tabela 9). A subcategoria bovino de corte entre um e dois anos de idade foram os que apresentaram maiores emissões em toda a série histórica, sendo que em 2017 essa subcategoria emitiu 5,92 Gg CH₄, o que representa 32,89% das emissões geradas pelo manejo de dejetos por bovinos de corte. Já os bovinos de leite tiveram emissão de 9,82 Gg CH₄ no ano de 2017, variação de 10,56% nas emissões quando comparada ao ano de 2005. Os bovinos de leite de alta produção têm aumentado a sua participação progressivamente ao longo dos anos, sendo a subcategoria responsável pela maior parte das emissões de metano por manejo de dejetos de vacas leiteiras no ano de 2017.

Tabela 9. Estimativa de emissões de metano (CH₄) por manejo de dejetos provenientes das categorias de bovinos de corte e leite na região da BESF, para os anos de 2005, 2011 e 2017.

| Categoria/Subcategoria | 2005 | 2011 | 2017 | Varição 2005-2017 |
|--|-----------------------|-------|-------|----------------------|
| | (Gg CH ₄) | | | (%) |
| Bovinos de corte | 19,26 | 20,51 | 18,00 | -6,54 |
| Touros > 2 anos | 1,1 | 1,22 | 1,02 | -7,27 |
| Machos de corte > 2anos (não confinado) | 4,79 | 4,8 | 4,42 | -7,72 |
| Fêmeas de corte > 2anos (não confinado) | 3,08 | 3,04 | 3,03 | -1,62 |
| Outros animais > 2 anos (confinado) | 0,39 | 0,71 | 0,58 | 48,72 |
| Bovinos < 1 ano | 3,36 | 3,65 | 3,03 | -9,82 |
| Bovinos >1<2 anos | 6,54 | 7,09 | 5,92 | -9,48 |
| Bovinos de leite | 10,98 | 12,82 | 9,82 | -10,56 |
| Alta produção | 3,81 | 4,87 | 4,96 | 30,18 |
| Baixa produção | 7,17 | 7,95 | 4,86 | -32,22 |

Fonte: Autor (2021).

Semelhantemente ao que ocorreu com as emissões de metano pela fermentação entérica, a redução das emissões bovinas pelo manejo de dejetos está relacionada principalmente ao número de animais que compõe essa categoria que apresentou diminuição populacional ao longo dos anos. Além disso, a implementação de tecnologias que aumentam a produtividade animal tem sido adotada em pequeno ritmo durante esse período como o melhoramento genético e o incremento de forragens de maior digestibilidade.

Em relação às outras categorias animais, observa-se na Tabela 10 que em 2017 houve um incremento nas emissões por manejo de dejetos de 34,23% em comparação ao ano de 2005, totalizando um valor de 10,98 Gg CH₄, sendo a categoria de aves com a maior representatividade entre os demais rebanhos, contribuindo com 7,32 Gg CH₄, a qual obteve um grande incremento nas emissões entre os anos de 2005 e 2017, com a subcategoria galos, frangos e pintos participando majoritariamente das emissões dessa categoria.

Tabela 10. Emissões de metano (CH₄) por manejo de dejetos provenientes das categorias de aves, bubalinos, caprinos, equinos e ovinos na região da BESF, para os anos de 2005, 2011 e 2017.

| Categoria/Subcategoria | 2005 | 2011 | 2017 | Varição 2005-2017 |
|-------------------------|-----------------------|------|-------|----------------------|
| | (Gg CH ₄) | | | (%) |
| Outros animais | 8,18 | 9,98 | 10,98 | 34,23 |
| Bubalinos | 0,02 | 0,02 | 0,03 | 50,00 |
| Caprinos | 1,05 | 0,94 | 1,07 | 1,90 |
| Ovinos | 0,84 | 1,02 | 1,26 | 50,00 |
| Equinos | 1,35 | 1,28 | 1,30 | -3,70 |
| Aves | 4,92 | 6,72 | 7,32 | 48,78 |
| Galinhas | 0,92 | 0,90 | 0,98 | 6,52 |
| Galos, frangos e pintos | 3,99 | 5,80 | 6,31 | 58,15 |
| Codornas | 0,01 | 0,02 | 0,03 | 200,00 |

Fonte: Autor (2021).

Os principais fatores que afetam as emissões de CH₄ são a quantidade de dejetos animais produzidos e a porção de dejetos que se decompõe anaerobicamente. A quantidade de dejetos produzidos é dependente da taxa de produção de resíduos por animal e do número de animais, e a decomposição dos dejetos é relacionado ao manejo desses resíduos (IPCC, 2006). Dessa forma, torna-se necessária adoção de técnicas de manejo de dejetos que limitem o potencial de produção de metano nas propriedades produtoras dessas categorias animais na região da BESF. Sem tratamento adequado, esta concentração de carga orgânica promove um ambiente favorável para que microrganismos decompositores desencadeiem reações que levam à emissão de GEE, principalmente N₂O e CH₄ (LI et al., 2012).

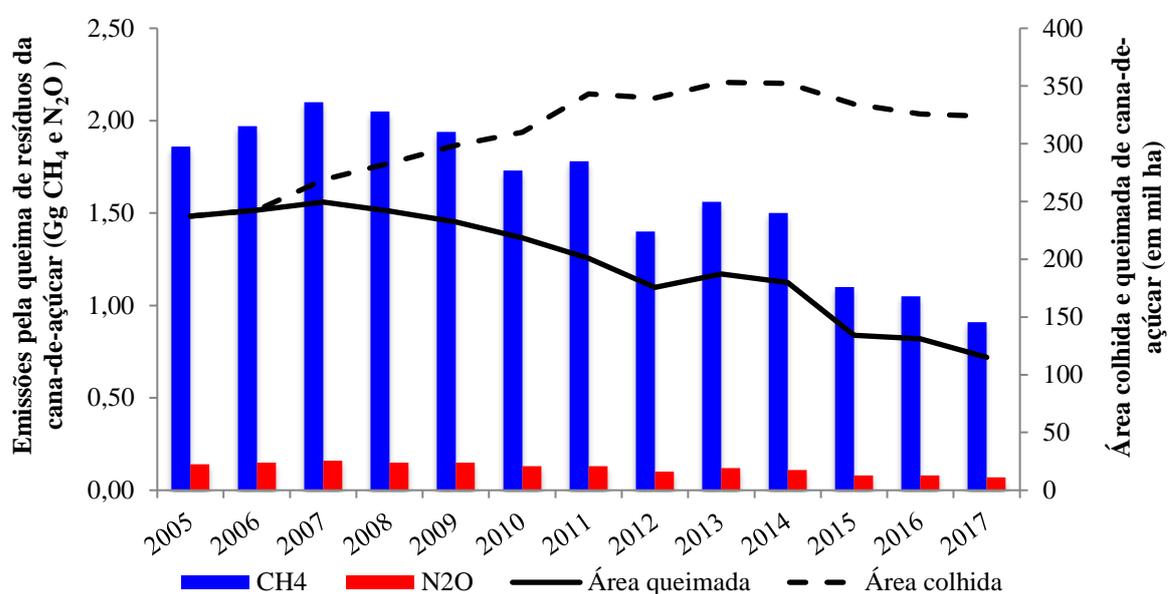
3.3 Queima de resíduos agrícolas da cana-de-açúcar

Durante o processo de queima de resíduos, há emissão de dióxido de carbono (CO₂), no entanto, este gás é reabsorvido por meio do processo de fotossíntese, fazendo parte do

ciclo biológico com a atmosfera (IPCC, 2006; PACKER et al., 2015; MCTI, 2016), não sendo consideradas emissões líquidas. Considerando dessa forma apenas as emissões de CH₄ e N₂O, que são dependentes da quantidade de biomassa e condições de queima.

O subsetor queima de resíduos agrícolas da cana-de-açúcar contabilizou as emissões de CH₄ e N₂O resultante da queima realizada na pré-colheita, sendo as emissões desse setor estimadas em 0,91 Gg CH₄ e 0,07 Gg N₂O (Figura 8), contribuição de 0,11% nas emissões do setor agropecuária em 2017, em termos de CO₂eq, redução de 50,51 % se comparado com as emissões de 2005, apesar do aumento da área colhida dessa cultura ao longo dos anos.

Figura 8. Emissões pela queima de resíduos agrícolas da cana-de-açúcar (CH₄ e N₂O) na Bacia Estendida do Rio São Francisco, de 2005 a 2017.



Fonte: Autor (2021).

As reduções nas emissões de CH₄ e N₂O pela queima de resíduos da cana-de-açúcar se devem principalmente ao processo de transição gradativo que vem ocorrendo em todo território nacional, com colheita manual, que faz uso do fogo, para o sistema de colheita mecanizada, por meio da implantação de um conjunto de políticas públicas que se estende por diversas unidades da federação. Essa transição de sistema de colheita na região da bacia pode ser observada na Figura 8, em que no ano de 2005 a área com queima e colheita manual era estimada em 237,36 mil ha, com redução gradativa ao longo dos anos, a qual em 2017 apresentou uma área de 115,11 mil ha, sendo que o restante da área apresenta alta declividade e com isso utilizam o método totalmente manual, enquanto a área com colheita mecanizada foi utilizada em uma área total de 208,68 mil ha em 2017. A adoção da colheita mecanizada

resulta em menor emissão de poluentes atmosféricos e GEE, além de produzir ganhos econômicos para o setor sucroenergético, porém, algumas desvantagens são encontradas por Nyko et al. (2013) que enfatizam, que a mecanização da colheita apresenta certas deficiências na utilização do maquinário e implementos, sobretudo pela compactação do solo pelo incremento do tráfego intenso envolvido nas lavouras, agravando o aumento do pisoteio e consequente queda de produtividade, uma vez que as lavouras não estão totalmente sistematizadas para esse tipo de colheita.

3.4 Emissões de óxido nitroso de solos agrícolas e manejo de dejetos

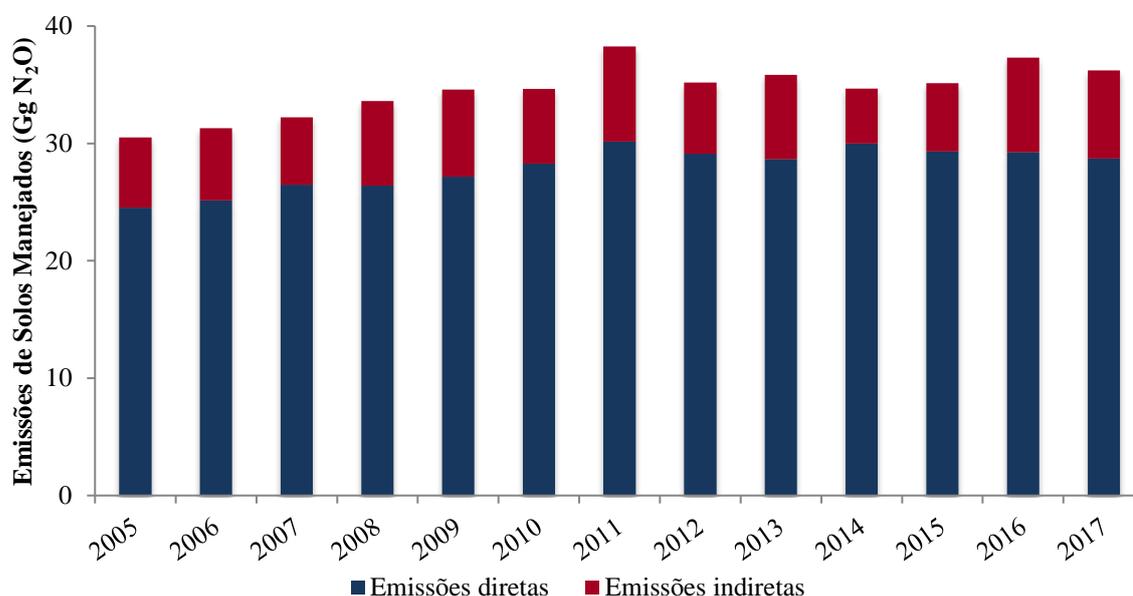
3.4.1 Solos agrícolas manejados

Este subsetor compreende as emissões diretas e indiretas de óxido nitroso (N_2O), decorrentes da aplicação de fertilizantes nitrogenados sintéticos e orgânicos, deposição de dejetos animais não manejados diretamente no solo e deposição e incorporação de resíduos da colheita dos cultivos.

As emissões do subsetor solos agrícolas manejados na BESF totalizaram, 36,23 Gg N_2O em 2017, enquanto no ano de 2005 houve emissão de 30,51 Gg N_2O (Figura 9), uma variação de 18,75% durante esse período. As emissões diretas foram responsáveis pela maior parcela das emissões desse subsetor, totalizando 28,70 Gg N_2O em 2017, um aumento de 17,10% quando comparado ao período de 2005. Já as emissões indiretas de óxido nitroso, que ocorrem após a deposição do nitrogênio volatilizado e lixiviado, contribuíram com valor total de 7,53 Gg N_2O em 2017, acréscimo de 25,50% em relação a 2005, apesar da oscilação da quantidade emitida ao longo dos anos.

O aumento das emissões de N_2O em solos agrícolas manejados na região da BESF durante a série histórica é decorrente principalmente do aumento no número de animais, da área cultivada e da utilização de insumos agrícolas como adubos, fertilizantes sintéticos e corretivos. Nota-se que com a utilização de práticas de manejo mais eficientes, como o uso de insumos agrícolas, houve um acréscimo considerável na produtividade das principais culturas da região, aumentando ainda mais a demanda por insumos agrícolas como fertilizantes nitrogenados e corretivos.

Figura 9. Emissões diretas e indiretas de solos manejados (N_2O) na Bacia Estendida do Rio São Francisco, desagregadas por categoria animal, de 2005 a 2017.



Fonte: Autor (2021).

Das emissões diretas, a categoria deposição de dejetos animal, seguindo a tendência histórica foi responsável pela maior produção do gás óxido nitroso, contribuindo com 16,71 Gg N_2O em 2017, uma pequena redução de 0,77 em relação ao ano de 2005 (Tabela 11). Essa contribuição da deposição de dejetos animal está relacionada à população de animais presentes na BESF, principalmente da categoria de animais bovinos. A segunda maior fonte de emissão foram os fertilizantes sintéticos, com 6,88 Gg N_2O , seguidos dos resíduos agrícolas de colheita com contribuição de 3,85 Gg N_2O e dos adubos orgânicos com emissão de 1,26 Gg N_2O , aumento de 55,3%, 75,8% e 20% em relação a 2005, respectivamente (Tabela 11). As emissões indiretas, que ocorrem após a deposição do nitrogênio volatilizado e lixiviado, oriundos das fontes de N, corresponderam a 7,53 Gg N_2O das emissões em 2017, sendo a deposição de dejetos animais a principal fonte de contribuição das emissões de óxido nitroso indiretamente, responsável pela emissão de 3,81 Gg N_2O (Tabela 11).

Tabela 11. Emissões de óxido nitroso (N₂O) por solos agrícolas manejados na Bacia Estendida do Rio São Francisco, para os anos de 2005, 2011 e 2017.

| Subsetor/Categoria | 2005 | 2011 | 2017 | Varição 2005-2017 |
|--------------------------|-----------------------|-------|-------|----------------------|
| | (Gg N ₂ O) | | | (%) |
| Solos manejados | 30,51 | 38,26 | 36,23 | 18,75 |
| Emissões diretas | 24,51 | 30,15 | 28,7 | 17,1 |
| Fertilizantes sintéticos | 4,43 | 5,94 | 6,88 | 55,3 |
| Adubos orgânicos | 1,05 | 1,33 | 1,26 | 20 |
| Deposição de dejetos | 16,84 | 19,55 | 16,71 | -0,77 |
| Resíduos agrícolas | 2,19 | 3,33 | 3,85 | 75,8 |
| Emissões indiretas | 6,00 | 8,11 | 7,53 | 25,5 |
| Fertilizantes sintéticos | 1,73 | 2,34 | 2,41 | 39,31 |
| Adubos orgânicos | 0,32 | 0,45 | 0,44 | 37,5 |
| Deposição de dejetos | 3,52 | 4,58 | 3,81 | 8,24 |
| Resíduos agrícolas | 0,43 | 0,74 | 0,87 | 102,33 |

Fonte: Autor (2021).

Considerando as emissões diretas e indiretas, as deposições de dejetos animais tiveram participação de 55,16% do total de emissões de N₂O em 2017, sendo o rebanho bovino (corte e leite) o maior contribuinte para essa emissão, totalizando 17,23 Gg N₂O, enquanto as demais categorias animais totalizaram 3,29 Gg N₂O. A maior contribuição nas emissões pelo rebanho bovino está relacionada à característica de criação que é explorada em pastagens de maneira extensiva, refletindo na deposição de dejetos, que ocorre diretamente nas pastagens, se decompondo diretamente no campo.

A maior parte de N₂O em solos agrícolas é produzida através de processos biológicos de nitrificação e desnitrificação, e uma pequena fração produzida por processos não biológicos (SIGNOR; CERRI, 2013). Os fertilizantes sintéticos ao longo dos anos têm aumentado sua participação nas emissões, contribuindo em 2017 com parcela de 24,97% do total de emissões de óxido nitroso, sendo o uso da ureia a maior fonte de emissão. O aumento da demanda por fertilizantes nitrogenados na bacia para satisfazer as necessidades crescentes das culturas agrícolas impactou na participação das emissões de óxido nitroso, demonstrando que uma maior atenção deve ser dada ao manejo mais racional desses insumos, com alternativas de manejo e produtos. O conteúdo de N no solo é um fator de grande importância para as emissões de N₂O por nitrificação e desnitrificação (AKIYAMA et al., 2000) sendo influenciado diretamente pelo uso, quantidade e tipo de fertilizante nitrogenado aplicado no solo (PASSIANOTO et al. 2003; CHEN; HUANG; ZOU, 2008; ZANATTA et al., 2010).

Com isso, é necessário adoção de práticas que colaborem com o aumento da eficiência do uso de fertilizantes nitrogenados nas lavouras, como a fixação biológica do nitrogênio (FBN), que disponibiliza o nitrogênio da atmosfera necessário para o desenvolvimento das plantas, por meio do processo de associação entre bactérias e plantas.

A contribuição direta e indireta dos adubos orgânicos somados totalizaram 1,70 Gg N₂O em 2017, um aumento de 24,09% em comparação a 2005, que emitiu 1,37 Gg N₂O. A principal fonte de emissões dessa categoria foi o uso de esterco como adubo produzido durante o armazenamento e tratamento de dejetos animais, anterior à aplicação ao solo como fertilizante. Essa subcategoria gerou direta e indiretamente 0,90 Gg N₂O em 2017, correspondendo a 53,53% do total das emissões da categoria de adubos orgânicos. Os adubos originados a partir do processamento da cana-de-açúcar, vinhaça e torta de filtro, contribuíram com 0,11 e 0,68 Gg N₂O em 2017, respectivamente. Torta de filtro e vinhaça apresentaram crescimento na contribuição das emissões ao longo dos anos por meio do aumento da área de cultivo e da produção da cana-de-açúcar na BESF, sendo uma das principais culturas que obtiveram relevantes acréscimos em seu sistema de produção agrícola, resultando em maiores produções industriais de açúcar e álcool.

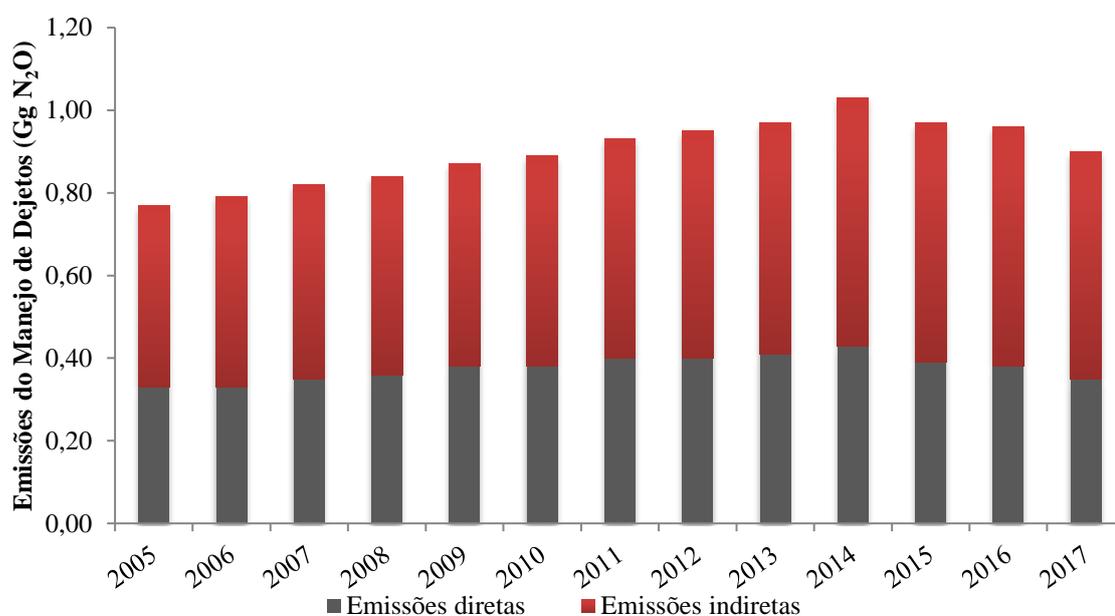
Considerando os resíduos agrícolas de colheita das principais culturas, tem-se entre 2005 e 2017, um incremento de 80,15% nas emissões de N₂O, sendo estimados que em 2017 houve emissão direta de 3,85 Gg N₂O e 0,87 Gg N₂O indiretamente. Os resíduos da cultura da soja seguem a tendência ao longo dos anos como a principal fonte de emissão direta de óxido nitroso entre as principais culturas temporárias cultivadas na região da BESF, com contribuição de 2,09 Gg N₂O, o que representa 44,28% das emissões totais oriundas dos resíduos agrícolas. Os resíduos gerados pela cana-de-açúcar vêm se destacando pelo aumento da quantidade de óxido nitroso emitido de forma acentuada durante o período compreendido entre 2005 e 2017, devido ao aumento da área colhida e da sua produção, além da diminuição da queima de resíduos da colheita pelo aumento progressivo da colheita mecanizada, resultando em um maior aporte de resíduos depositados e incorporados no solo. Os resíduos das culturas do arroz, feijão e mandioca seguem reduzindo suas contribuições nas emissões de óxido nitroso ao longo dos anos em consequência das acentuadas reduções das áreas colhidas dessas culturas. A quantidade de N₂O emitido está relacionada também à composição bioquímica dos resíduos vegetais, que afeta a mobilização e imobilização do nitrogênio com a manutenção desses resíduos no solo, e conseqüentemente influenciam os processos de nitrificação e desnitrificação (GOMES et al., 2009; SIGNOR; CERRI, 2013).

3.4.2 Manejo de dejetos

Durante o tratamento e disposição do dejetos animal, ocorrem emissões de óxido nítrico de forma direta e indireta, que se origina predominantemente dos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação (OENEMA et al., 2001). As emissões ocorrem de forma direta por meio da nitrificação e desnitrificação do nitrogênio contido nos dejetos, e dependem da duração e do tipo de tratamento. Já as emissões indiretas são oriundas da perda de nitrogênio por volatilização, e dependem principalmente do tempo de tratamento e da temperatura local.

Na figura 10 é possível observar que as emissões de N_2O pelo manejo de dejetos totalizaram 0,90 Gg N_2O em 2017, à medida que em 2005 contribuía com 0,77 Gg N_2O , apresentando dessa forma um incremento de 16,88% durante esse período. Nota-se que as emissões indiretas foram as mais participativas ao longo dos anos, emitindo em 2017 um total de 0,55 Gg N_2O , o que representa 61,11% das emissões totais pelo manejo de dejetos animais, originados da amônia volatilizada dos sistemas de manejo utilizados. Parte dos dejetos encaminhados a sistemas de manejo apresentam elevados índices de volatilização de amônia, que após sua deposição nos solos, produzirá N_2O (MCTI, 2020).

Figura 10. Emissões diretas e indiretas do manejo de dejetos (N_2O) na Bacia Estendida do Rio São Francisco, por categoria animal, de 2005 a 2017.



Fonte: Autor (2021).

A Tabela 12 demonstra que a categoria animal de aves correspondeu com maior parcela no total de emissões diretas e indiretas de N_2O em 2017. Nesse mesmo ano, a

categoria de aves apresentou emissão total de 0,38 Gg N₂O, enquanto que em 2005 essa categoria era a segunda maior fonte de emissões diretas e indiretas N₂O pelo manejo de dejetos, com produção de 0,26 Gg, uma variação de 46,15% entre os anos de 2005 a 2017. Os galos, frangos e pintos foram à subcategoria de aves que mais contribuiu com as emissões diretas e indiretas dos sistemas de manejo, relacionadas principalmente pelo aumento da população ao longo dos anos. Nota-se que o rebanho bovino (corte e leite) apresentou redução das emissões de N₂O pelo manejo de dejetos durante a série histórica, principalmente pelas vacas leiteiras, que está relacionada com o aumento do rebanho de alta produção de leite, com tendência de melhoria dos rebanhos e a consequente mudança nos sistemas de produção. O manejo de dejetos de suínos representou a segunda maior fonte de N₂O, correspondendo a 0,27 Gg do total de emissões diretas e indiretas (Tabela 12), aumento em relação ao ano de 2005 de 35%, revelando tendência no aumento das emissões com o aumento no número de animais dessa categoria animal durante o período analisado, principalmente em regime de criação industrial, que de acordo com MCTI (2020) esse sistema de criação no Brasil a partir de 2010 adotou principalmente o sistema de manejo semelhante ao armazenamento de dejetos em uma lagoa ou tanque, com menos adição de água.

Tabela 12. Estimativa de emissões de óxido nitroso (N₂O) por manejo de dejetos animais na Bacia Estendida do Rio São Francisco, para os anos de 2005, 2011 e 2017.

| Subsetor/Categoria | 2005 | 2011 | 2017 | Variação |
|--------------------|-----------------------|------|------|---------------|
| | (Gg N ₂ O) | | | 2005-2017 (%) |
| Manejo de dejetos | 0,77 | 0,93 | 0,90 | 16,88 |
| Emissões diretas | 0,33 | 0,40 | 0,35 | 6,06 |
| Bovinos de corte | 0,05 | 0,07 | 0,06 | 20,00 |
| Bovinos de leite | 0,13 | 0,15 | 0,08 | -38,46 |
| Suínos | 0,10 | 0,12 | 0,14 | 40,00 |
| Aves | 0,05 | 0,06 | 0,07 | 40,00 |
| Emissões indiretas | 0,44 | 0,53 | 0,55 | 25,00 |
| Bovinos de corte | 0,04 | 0,05 | 0,04 | 0,00 |
| Bovinos de leite | 0,09 | 0,11 | 0,07 | -22,22 |
| Suínos | 0,10 | 0,11 | 0,13 | 30,00 |
| Aves | 0,21 | 0,26 | 0,31 | 47,62 |

Fonte: Autor (2021).

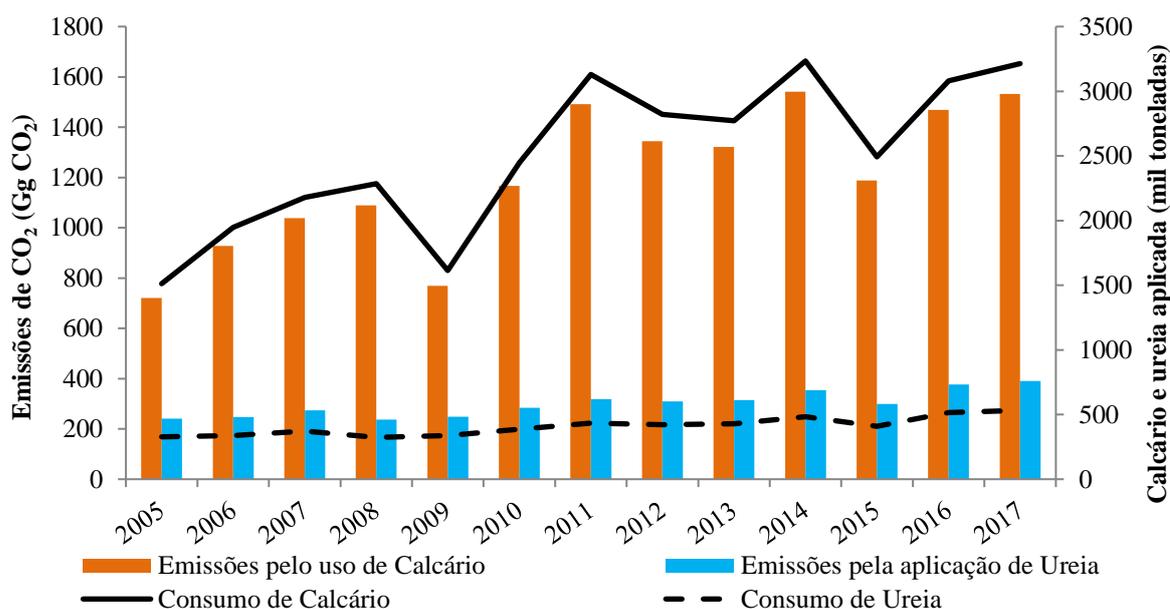
3.5 Emissões de dióxido de carbono pela calagem e aplicação de ureia

As emissões de dióxido de carbono (CO₂) pela aplicação de calcário e ureia foram crescentes ao longo dos anos, evidenciando a evolução da agricultura na região pela utilização

de manejos mais eficientes e sua tecnificação, com as emissões influenciadas diretamente pelo aumento do consumo dos insumos agrícolas.

As emissões de CO₂ pelo uso de calcário totalizaram 1531,48 Gg CO₂ em 2017, enquanto em 2005 as emissões totalizaram 720,62 Gg CO₂ (Figura 11). As emissões de calcário demonstraram aumento ao longo dos anos, associadas principalmente pelo aumento do consumo de calcário como corretivo agrícola, acompanhando a tendência de tecnificação da agricultura brasileira. O calcário tem sido utilizado para corrigir a acidez característica dos solos brasileiros, além de fornecer cálcio (Ca) e magnésio (Mg) para as culturas, sendo seu uso considerado como uma das práticas que mais contribui para o aumento da eficiência de fertilizantes, proporcionando aumento da produtividade e da rentabilidade agropecuária. No entanto, o calcário após ser adicionado ao solo libera carbonato que reage com o hidrogênio do solo, liberando água e CO₂ para a atmosfera.

Figura 11. Emissões de CO₂ pelo uso de calcário e aplicação de ureia em solos na BESF, para o período de 2005 a 2017.



Fonte: Autor (2021).

As emissões de CO₂ pela aplicação de ureia em 2017 totalizaram 390,29 Gg CO₂, à medida que em 2005 as emissões totalizaram 240,28 (Gg CO₂) (Figura 11). Ao analisar a série histórica entre 2005 a 2017, é possível notar que com o aumento do consumo de ureia causado pelo incremento tecnológico da agricultura a um reflexo na crescente emissão de CO₂. A ureia possui carbono em sua constituição e, quando aplicada no solo, passa pelo processo de hidrólise pela uréase, gerando amônia, H₂O e CO₂ para a atmosfera. Podendo a amônia formada pela uréase ser perdida por volatilização.

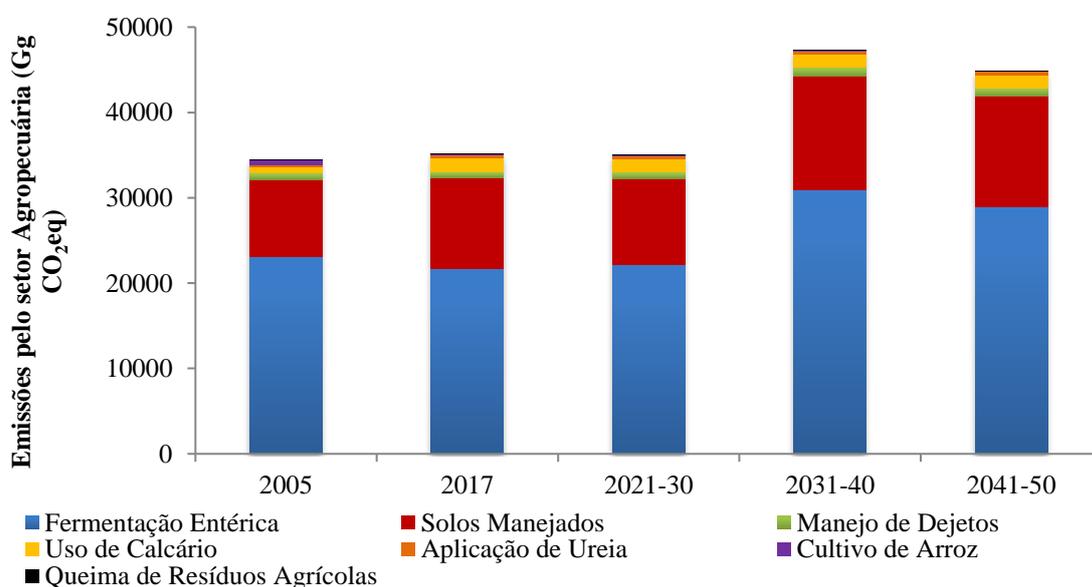
3.6 Emissões de gases do efeito estufa em cenários climáticos futuros

Com as alterações na temperatura projetadas em diferentes cenários de mudanças do clima e se nenhuma medida adicional de mitigação for adotada estima-se que as emissões serão mais acentuadas ao longo dos anos em razão do crescimento da atividade agropecuária.

3.6.1 Emissões em termos de CO₂eq

Na Figura 12 é possível observar que as alterações da temperatura em cenários futuros afetam diretamente as emissões de gases do efeito estufa na atividade agropecuária na BESF, com tendência de aumento nas emissões a partir do período de 2021-30 (35.029,09 Gg CO₂eq), alcançando o pico das emissões na década de 2031-40 (47301,24 Gg CO₂eq), com pequena redução em 2041-50, período pelo qual estima-se emitir 44906,98 Gg CO₂eq. No entanto, quando comparado ao ano de 2017, nota-se que esse último período terá um incremento nas emissões de 27,85%, admitindo de forma bastante conservadora que não haverá aumento da demanda de fertilizantes sintéticos e corretivos agrícolas, resultado esse que poderia ser ainda maior com o uso desses insumos essenciais para uma melhor produtividade das culturas agrícolas e pastagens para os rebanhos animais.

Figura 12. Emissões do setor Agropecuária na BESF, em CO₂eq, no período de base (2005 e 2017) e cenários futuros (2021-30, 2031-40 e 2041-50).



Fonte: Autor (2021).

A ordem dos subsetores em relação à quantidade de gases emitidos durante todo o período contemplado do estudo não sofreu alterações. Desta forma, o subsetor fermentação entérica continuará ao longo dos anos sendo o principal contribuinte nas emissões de gases do

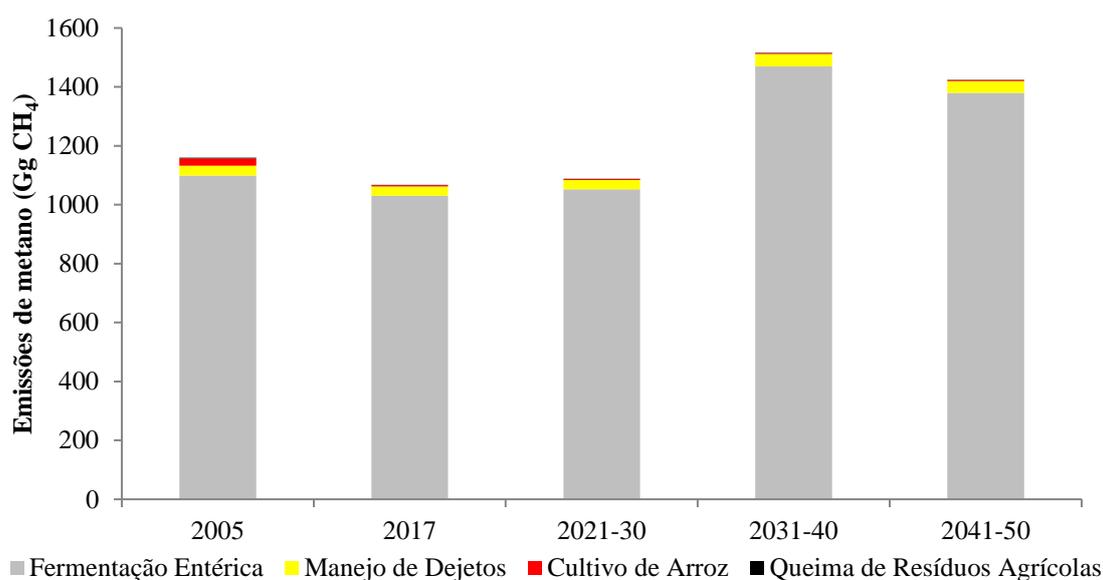
efeito estufa no setor agropecuário da BESF, afetado principalmente pelo aumento da população de ruminantes diante dos cenários futuros, o qual será intensificado pelo crescimento da demanda de alimentos causado pelo aumento populacional. Assim como todos os subsetores contemplados na estimativa futura de emissão, observa-se que no período de 2031-40 a fermentação entérica terá seu pico de emissão, apresentando um acréscimo de 42,53% quando comparada a linha de base do ano de 2017.

Seguindo a tendência histórica de emissões, o subsetor solos agrícolas manejados continuarão emitindo expressivas quantidades de gases do efeito estufa, apresentando em termos de CO₂eq, a segunda maior contribuição do setor agropecuária na bacia, com aumento de suas emissões estimadas em 20,96% quando comparada a linha base do ano de 2017.

3.6.2 Emissão de CH₄

Diante dos cenários de alteração no clima para períodos futuros é possível observar aumento preocupante das emissões de metano. Ao fim do período simulado a estimativa de emissão de metano para o setor agropecuária é de 1.424,11 Gg CH₄, aumento de 33,47% em relação ao ano base (2017), apesar de não contemplar nas estimativas futuras os animais da categoria suínos. O metano é o principal gás emitido pela atividade agropecuária na BESF durante todo o período (linha de base e cenários futuros) estudado.

Figura 13. Emissões de metano (CH₄) do setor Agropecuária na BESF, no período de base (2005 e 2017) e cenários futuros (2021-30, 2031-40 e 2041-50).



Fonte: Autor (2021).

Em termos de participação a fermentação entérica continuará sendo o principal contribuinte das emissões de metano pela atividade agropecuária. Para esse subsetor foi

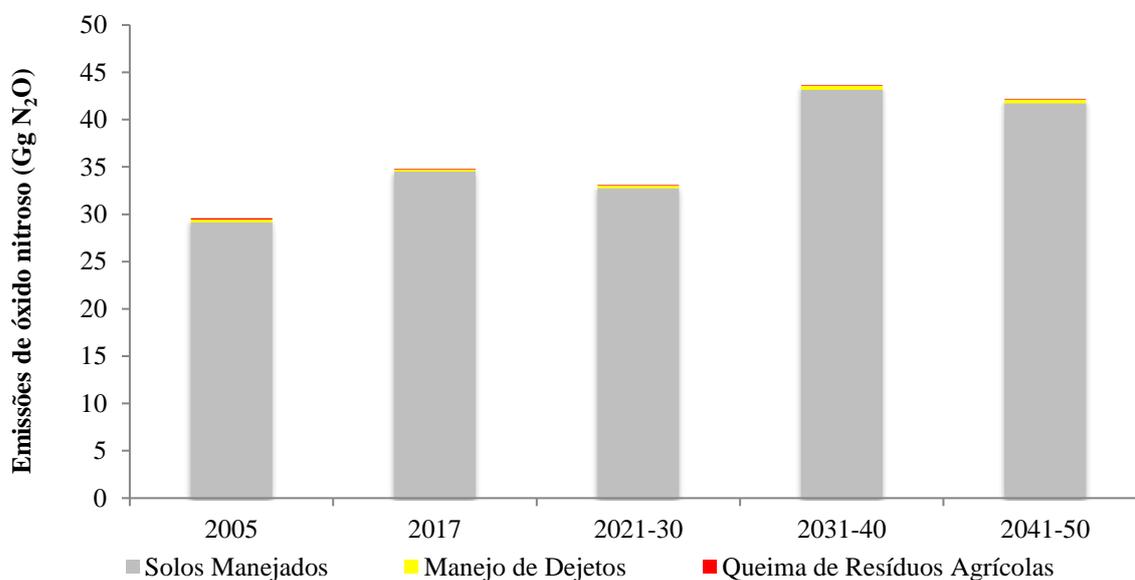
estimada que no período de 2041-50 apresentará emissão total de 1.379,23 Gg CH₄, um aumento de 33,79% nas emissões de metano quando comparado ao ano de 2017. Esse gás será emitido majoritariamente por bovinos de corte, com estimativa de emissão de 1048,67 Gg CH₄ durante o período de 2041-50, o que representa 76,04% das emissões totais por fermentação entérica. A contribuição do subsetor manejo de dejetos nas emissões totais de metano para o período de 2041-50 decorrentes dos principais animais ruminantes presentes na BESF foi estimado em 40,18 Gg CH₄, e assim como no subsetor de fermentação entérica a categoria animal bovino de corte, apresentará maior representatividade no subsetor, contribuindo com 24,28 Gg CH₄. Vale destacar que o principal fator que influenciará as emissões de metano no setor agropecuária é o aumento ou diminuição no número de animais. No geral, a população animal da BESF terá um acréscimo de 24,58%, apesar de em alguns municípios da BESF apresentarem redução do efetivo animal ao longo dos anos influenciada pelas alterações no clima da região.

Ao longo do período futuro contemplado no estudo, nota-se que o cultivo de arroz não sofrerá variações nas emissões de metano, uma vez que foi adotado que as áreas de cultivo agrícola permaneceriam com a mesma área que a apresentada na linha de base de 2017, apresentando oscilações na produção, e conseqüentemente na produtividade das culturas agrícolas. Para a queima de resíduos agrícolas da cana-de-açúcar, observa-se que diante dos cenários futuros haverá pequenas oscilações nas emissões de metano, apresentando emissão de 0,96 Gg CH₄ em 2041-50, aumento de 5,49% em relação à linha de base de 2017. Essas emissões podem sofrer reduções bastante significativas a partir de uma maior transição dos sistemas de colheita manual para o sistema de colheita mecanizada.

3.6.3 Emissão de N₂O

Ao final dos cenários futuros analisados é possível notar que a emissão de N₂O no setor agropecuária aumentará, totalizando 42,19 Gg N₂O em 2041-50, incremento de 21,17% comparado a linha base do ano de 2017 (Figura 14). As emissões de N₂O são provenientes, principalmente, dos subsetores solos agrícolas manejados (98,91%), manejo de dejetos (0,92%) e da queima de resíduos da cana-de-açúcar (0,17%), observando estabilidade na parcela de contribuição dos subsetores.

Figura 14. Emissões de óxido nitroso (N₂O) do setor Agropecuária na BESF, no período de base (2005 e 2017) e cenários futuros (2021-30, 2031-40 e 2041-50).



Fonte: Autor (2021).

As emissões de N₂O pelo subsetor solos manejados, o mais representativo em termos de N₂O nas atividades agropecuárias, considerando as emissões diretas e indiretas durante o período de 2041-50, tiveram emissões estimadas em 41,73 Gg N₂O, aumento de 20,96% quando comparada a linha base de emissões de 2017. As emissões diretas desse subsetor apresentarão maiores contribuições ao longo dos anos, totalizando 33,26 Gg N₂O no período de 2041-50, acréscimo de 21,34% em relação a 2017. Já as emissões indiretas decorrentes da deposição do N volatilizado e do N lixiviado, oriundos das fontes de N, estima-se contribuição de 8,47 Gg CH₄, aumento de 19,46% se comparado a 2017. A categoria deposição de dejetos animais continuará apresentando maior representatividade nas emissões, alcançando 26,64 Gg N₂O no cenário 2041-50, com parcela de maior contribuição oriunda do rebanho bovino, consequência da tendência de crescimento populacional diante dos cenários de mudanças do clima, o que ocasionará uma maior deposição de dejetos diretamente nas pastagens.

A participação da categoria de resíduos agrícolas nas emissões de N₂O diante das alterações climáticas sofrerá oscilações no total emitido no setor agropecuária. Os resíduos agrícolas da cultura da soja seguirão como maior contribuinte das emissões diretas e indiretas de N₂O entre as culturas agrícolas da BESF. A contribuição total pela entrada no solo de resíduos da colheita da soja totalizará 3,10 Gg N₂O no período de 2041-50, aumento de 21,09% em relação a 2017. Os resíduos das culturas do milho e da cana-de-açúcar contribuirão de forma significativa nas emissões de N₂O, totalizando em 2041-50 emissão de

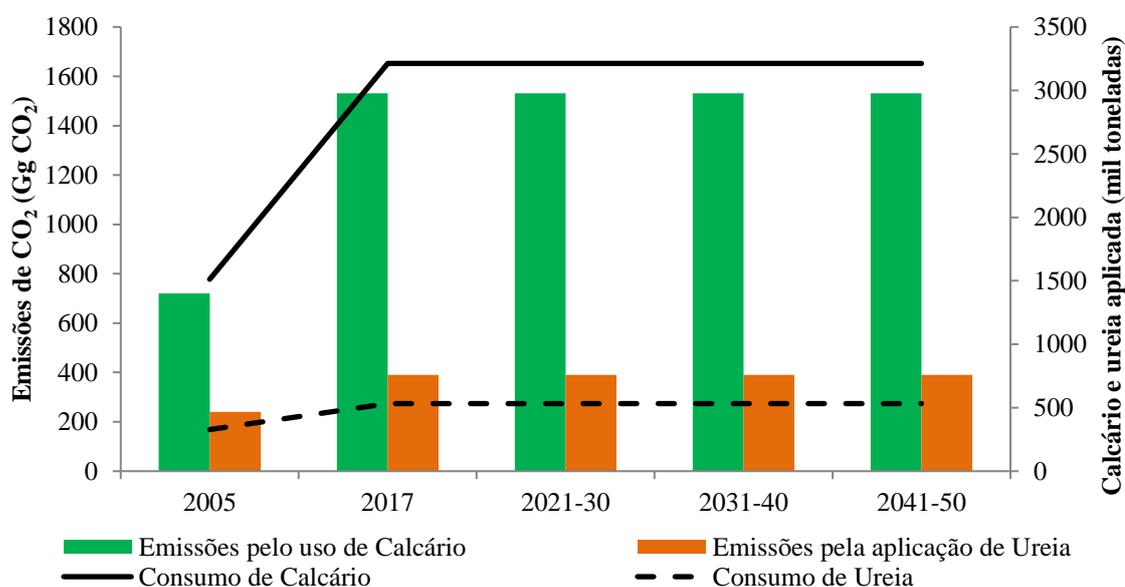
1,12 e 0,94 Gg N₂O, respectivamente, que assim como a soja apresentarão aumento nas emissões nos cenários futuros compilados no estudo.

Estima-se que o subsetor manejo de dejetos emitirá 0,39 Gg N₂O no período de 2041-50, aumentando suas emissões em relação à linha de base de 2017 em 56%. As emissões de forma direta serão mais representativas que as de forma indireta, totalizando 0,22 e 0,17 Gg N₂O, respectivamente. Assim como na emissão de CH₄ por esse setor, nota-se que o rebanho bovino terá papel essencial, influenciado pelo crescimento da população na região da bacia. Como as emissões predominantes decorrem em maior parte dos dejetos dos diferentes rebanhos e dos resíduos agrícolas das culturas, essas emissões têm acompanhado o aumento das populações de animais e dos índices de produtividade apresentados ao longo dos cenários futuros.

3.6.4 Emissão de CO₂

Ao adotar de forma bastante conservadora que não haverá aumento da demanda de fertilizantes sintéticos e corretivos agrícolas para as culturas, nota-se que as emissões de CO₂ pelo setor agropecuário na BESF apresentarão tendência de estabilidade nas emissões totais devido a aplicação de calcário e ureia. Na Figura 15, observa-se que o uso de calcário como corretivo agrícola, além de fornecedor de Ca e Mg, emitirá em cada período simulado valor que corresponde a 1.921,77 Gg CH₄. Enquanto, a aplicação de ureia durante os mesmos períodos avaliados emitirá 390,29 Gg CH₄.

Figura 15. Emissões de dióxido de carbono (CO₂) do setor Agropecuária na BESF, pela aplicação de calcário e ureia, no período de base (2005 e 2017) e cenários futuros (2021-30, 2031-40 e 2041-50).



Fonte: Autor (2021).

A estabilidade nas emissões pelo uso de calcário e ureia nas atividades agropecuárias da BESF poderá sofrer oscilações ao longo do período estudado, consequência das alterações na demanda desses insumos devido ao aumento do uso de tecnologias e manejos mais eficientes nesse setor.

Diante das emissões estimadas em cenários de mudanças climáticas futuras, torna-se preocupante a quantidade produzida de gases do efeito estufa na BESF, sendo imprescindível a mitigação das emissões, precisando expandir a produção de baixo carbono, que atenda às metas nacionais e ao Acordo de Paris, por meio de programas e linhas de créditos já desenvolvidos para a atividade agropecuária brasileira (SEEG, 2020). De forma que os investimentos dos setores públicos e privados contribuam para a mitigação das emissões, podendo proporcionar ao setor agropecuário retorno econômico e ambiental ao longo dos anos. Adotar medidas de mitigação, assim como adaptar as culturas e rebanhos para as novas situações futuras são imprescindíveis, uma vez que, diversas práticas agrícolas já são consolidadas e capazes de diminuir emissões de carbono e ainda aumentar o sequestro do gás da atmosfera, entre elas o plantio direto, a integração entre lavoura, pecuária e floresta, além de conter o desmatamento.

4 CONCLUSÃO

Na Bacia Estendida do Rio São Francisco, os subsetores (agropecuários) que mais contribuíram para as emissões de gases do efeito estufa no período de 2005 a 2017, em termos de CO₂eq, foram a fermentação entérica e solos agrícolas manejados. Durante esse período houve acréscimo de 2,89% nas emissões de GEE, as quais foram concomitantes ao aumento da produção agropecuária.

O principal gás emitido do setor agropecuária na BESF foi o metano, produzindo 1.118,69 Gg de CH₄ em 2017, oriundas principalmente da atividade pecuária, sendo a categoria animal de bovinos de corte responsável pela maior parcela emitida desse gás. Já as emissões de N₂O que representa 31,21% das emissões totais de GEE em 2017, apresentou maior contribuição do subsetor solos agrícolas manejados.

Diante das alterações no clima, haverá aumento preocupante das emissões de gases do efeito estufa em cenários futuros para o setor agropecuária, com maior quantidade emitida no período futuro de 2031-40, totalizando 47301,24 Gg CO₂eq. Com o aumento da população mundial haverá uma maior demanda por alimentos que intensificará a produção agropecuária, o que acarretará no aumento das emissões de GEE desse setor, o que pode comprometer a produção agrícola e pecuária na BESF, visto que os modelos climáticos apontam ocorrências de eventos extremos com seca e irregularidades de chuvas.

O setor agropecuário pode proporcionar a mitigação das emissões de gases do efeito estufa promovendo a recuperação de pastagens degradadas e com manejo adequado do solo quanto a intensificação da produção, com maior produtividade no uso do solo, além de incentivar alternativas de manejo mais racional e tecnologias eficientes. Investimentos públicos e privados são necessários para a redução de emissões que contribuirá para aumentar o retorno econômico do setor, bem como resultando em benefícios sociais associados aos benefícios ambientais. Desta forma, a identificação das principais fontes de emissão e suas dinâmicas, podem definir os setores que necessitam de acompanhamento diante de políticas públicas de mitigação e adaptação as mudanças do clima.

REFERÊNCIAS

- ABRACAL. Associação Brasileira dos Produtores de Calcário Agrícola. **CALCÁRIO AGRÍCOLA – BRASIL**. 2018.
- AGOSTINETTO, D.; FLECK, N. G.; RIZZARDI, M. A.; BALDINOT JR. A. A. Potencial de emissão de metano em lavouras de arroz irrigado. **Ciência Rural**. v. 32, n. 6, p. 1073-1081, 2002.
- AKIYAMA, H.; TSURUTA, H.; WATANABE, T. N₂O and NO emissions from soils after the application of different chemical fertilizers. **Chemosphere - Global Change Science**. v. 2, n. 3-4, p. 313-320, 2000.
- ANDA. Anuário Estatístico do Setor de Fertilizantes 1990-2016. São Paulo: ANDA, 2018.
- BERCHIELLI, T. T.; MESSANA, J. D.; CANESIN, R. C. Produção de metano entérico em pastagens tropicais. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**. v. 13, n. 4, p. 954-968, 2012.
- BRASIL. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009 (Lei Ordinária). Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 29 dez. 2009. Seção Extra, p. 109, Coluna 2. 2009.
- CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R.; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. v. 34, p. 277-289, 2010.
- CBHSF, Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio São Francisco 2016-2025: RP1A - Diagnóstico da Dimensão Técnica e institucional. 2015.
- CHEN, S.; HUANG, Y.; ZOU, J. Relationship between nitrous oxide emission and winter wheat production. **Biology and Fertility of Soils**. v. 44, n. 7, p. 985-989, 2008.
- CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar. – v. 5 – Safra 2018/19 – n.1. Brasília, 2018.
- CONRAD, R. Control of microbial methane production in wetland rice fields. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v. 64, p. 59-69, 2002.
- COTTLE, D. J.; NOLAN, J. V.; WIEDEMANN, S. G. Ruminant enteric methane mitigation: a review. **Animal Production Science**. v. 51, p. 491-514, 2011.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Dados conjunturais da produção de arroz (*Oryza sativa* L.) no Brasil (1986 a 2018): área, produção e rendimento. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2018. Disponível em: <http://www.cnpaf.embrapa.br/socioeconomia/index.htm>. Acesso em: 01 fev 2020.
- FRANÇA, D. A.; LONGO, K. M.; NETO, T. G. S.; SANTOS, J. C.; FREITAS, S. R.; RUDORFF, B. F. T.; CORTEZ, E. V.; ANSELMO, E.; CARVALHO JR, J. A. Pre-harvest sugarcane burning: Determination of emission factors through laboratory measurements. **Atmosphere**. v. 3, n. 1, p. 164-180, 2012.

GOMES, J.; BAYER, C.; COSTA, F. S.; PICCOLO, M. C.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; SIX, J. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. **Soil & Tillage Research**. v. 106, n. 1, p. 36- 44, 2009.

HRISTOV, A. N.; OH, J.; FIRKINS, J. L.; GIJKSTRA, J.; KEBREAB, E.; WAGHORN, G.; MAKKAR, H. P. S.; ADESOGAN, A. T.; YANG, W.; LEE, C.; GERBER, P. J.; HENDERSON, B.; TRICARICO, J. M. SPECIAL TOPICS – Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: I. A review of enteric mitigation mitigation options. **Journal Animal Science**. v. 91, p. 5045-5069, 2013a.

HRISTOV, A. N.; OTT, T.; TRICARICO, J.; ROTZ, A.; WAGHORN, G.; ADESOGAN, A.; GIJKSTRA, J.; MONTES, F.; KEBREAB, E.; OOSTING, S. J.; GERBER, S. J.; HENDERSON, B.; MAKKAR, H. P. S.; FIRKINS, J. L. SPECIAL TOPICS – Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: III. A review of animal management mitigation options. **Journal Animal Science**. v. 91, p. 5095-5113, 2013b.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo agropecuário: Brasil, Grandes Regiões e Unidades Federativas. Rio de Janeiro. p. 777, 2006.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Pecuária Municipal. SIDRA, 2005-2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ppm/tabelas>. Acesso em: 26 ago. 2019a.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção Agrícola Municipal. SIDRA, 2005-2017. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>. Acesso em: 26 ago. 2019b.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 1995: The Science Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [HOUGHTON, J. T., MEIRA FILHO, L. G., CALLANDER, B. A., HARRIS, N, KATTENGERG, A., MASKELL, K. (Eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 573 pp. 1995.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Agriculture, Forestry and Other Land Use. In: EGGLESTON, S., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T., TANABE, K., (Ed.). Hayama: Intergovernmental Panel on Climate Change/IGES, 2006. v.4.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for Policymakers. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [STOCKER, T.F., D. QIN, G.K. PLATTNER, M. TIGNOR, S.K. ALLEN, J. BOSCHUNG, A. NAUELS, Y. XIA, V. BEX, P.M. MIDGLEY (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2013. pp. 3–29.

IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [CORE WRITING TEAM, R.K. PACHAURI AND L.A. MEYER (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 2014. 151 pp.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the

Intergovernmental Panel on Climate Change [MASSON-DELMOTTE, V., P. ZHAI, A. PIRANI, S. L. CONNORS, C. PÉAN, S. BERGER, N. CAUD, Y. CHEN, L. GOLDFARB, M. I. GOMIS, M. HUANG, K. LEITZELL, E. LONNOY, J. B. R. MATTHEWS, T. K. MAYCOCK, T. WATERFIELD, O. YELEKÇI, R. YU AND B. ZHOU (eds.)]. Cambridge University Press. In Press. 2021.

IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. A sustentabilidade ambiental da agropecuária brasileira: impactos, políticas públicas e desafios [SAMBUICHI, R. H. R.; OLIVEIRA, M. A. C.; SILVA, A. P. M.; LUEDEMANN, G.]. Rio de Janeiro, 2012. 52 p.

LAI, D. Y. F. Methane dynamics in Northern Peatlands: a review. **Pedosphere**. v. 19, p. 409-421, 2009.

LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. **European Journal of Soil Biology**. v. 37, p. 25-50, 2001.

LIMA, M. A. Agropecuária brasileira e as mudanças climáticas globais: caracterização do problema, oportunidades e desafios. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**. v.19, n. 3, p.451-472, 2002.

LIMA, M. A.; FRIGHETTO, R. T. S.; VILLELA, O. M.; COSTA, F. S.; BAYER, C.; MACEDO, V. R.M.; MARCOLIN, E. Emissão de metano em cultivo de arroz irrigado por inundação. In: LIMA, M.; BODDEY, R.; ALVES, B. J. R.; MACHADO, P. L. O. A; URQUIAGA, S. Estoque de carbono e emissão de gases do efeito estufa. Editora Embrapa. Brasil. P. 193-222. 2012.

LOPES, M. L. A.; CARVALHO, L. R. F. Estimativas de Emissão de Gases Provenientes da Queima de cana-de-açúcar em Escala Regional. In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, 32. Proceedings... Fortaleza, 30 mai. – 2 jun. 2009.

MAIA, S. M. F. Estimativa das emissões de carbono do solo devido às mudanças no uso da terra em Rondônia e Mato Grosso. 2009. 161p. Tese (Doutorado em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

MAPA. 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 (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). Brasília, 2012. 173 p.

MCTI. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima – Volume III. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2016.

MCTI. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima - Volume IV. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020a.

MCTI. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. Quarta Comunicação Nacional e Relatórios de Atualização Bienal do Brasil à Convenção-

Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima - Volume IV. Relatório de Referência: Setor Agropecuária – Subsetor Cultivo de Arroz. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020b.

MCTI. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. Quarta Comunicação Nacional e Relatórios de Atualização Bienal do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima - Volume IV. Relatório de Referência: Setor Agropecuária – Subsetor Fermentação Entérica. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020c.

MCTI. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. Quarta Comunicação Nacional e Relatórios de Atualização Bienal do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima - Volume IV. Relatório de Referência: Setor Agropecuária – Subsetor Manejo de Dejetos. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020d.

MCTI. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. Quarta Comunicação Nacional e Relatórios de Atualização Bienal do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima - Volume IV. Relatório de Referência: Setor Agropecuária – Subsetor Queima de Resíduos Agrícolas. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020e.

MCTI. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES. Quarta Comunicação Nacional e Relatórios de Atualização Bienal do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima - Volume IV. Relatório de Referência: Setor Agropecuária – Subsetores Solos Manejados, Uso de Calcário e Aplicação de Ureia. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020f.

MOMBACH, M. A.; PEDREIRA, B. C.; PEREIRA, D. H.; CABRAL, L. S.; RODRIGUES, R. A. R. Emissão de metano entérico por Bovinos: o que sabemos e que podemos fazer? In: PEREIRA, D. H. PEDREIRA, B. C. Recuperação de pastagens: anais do 2º simpósio de Pecuária Integrada. Cuiabá, MT: Uniselva. 2016.

NEUE, H. U.; WASSMANN, R.; KLUDZE, H. K.; BUJUN, W.; LANTIN, R. S. Factor and processes controlling methane emissions from rice fields. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v. 49, p. 111-117, 1997.

NYKO, D.; VALENTE, M. S.; SOARES, M.; MILANEZ, A. Y.; TANAKA, A. K. R.; RODRIGUES, A. V. P. A evolução das tecnologias agrícolas do setor sucroenergético: estagnação passageira ou crise estrutural? BNDES Setorial, Inovação, n. 37, p. 55-78, 2013.

OENEMA, O.; BANNINK, A.; SOMMER, S.G.; VELTHOF, G.L. Gaseous nitrogen emissions from livestock farming systems. In: FOLLETT, R.F.; HATFIELD, J.L. (Eds.) Nitrogen in the Environment: Sources, Problems, and Management. **Elsevier Science**, Amsterdam. p. 255-289, 2001.

PACKER, A. P. C.; VILELA, V. A. A.; DEGASPARI, I. A. M.; RAMOS, N. P. Relatório de referência: Emissões de Gases de Efeito Estufa na Queima de Resíduos Agrícolas. Ministério da Ciência e Tecnologia, 2015.

PASSIANOTO, C. C.; AHRENS, T.; FEIGL, B. J.; STEUDLER, P. A.; CARMO, J. B.; MELILLO, J. M. Emissions of CO₂, N₂O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 38, n. 4, p. 200-208, 2003.

PBMC, 2016: Mudanças Climáticas e Cidades. Relatório Especial do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas [RIBEIRO, S.K.; SANTOS, A.S. (Eds.)]. PBMC, COPPE – UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil. 116p.

PINTO, H. S.; ASSAD, E. D.; ZULLO JUNIOR, J.; EVANGELISTA, S. R. M.; OTAVIAN, A. D.; ÁVILA, A. M. H.; EVANGELISTA, B. A.; MARIN, F. R.; MACEDO JUNIOR, C.; PELLEGRINO, G. Q.; COLTRI, P. P.; CORAL, G. Aquecimento global e a nova geografia da produção agrícola no Brasil. Brasília: Embaixada Britânica; Campinas: Embrapa/Unicamp, 2008. 84 p.

SASS, R. L.; FISHER Jr., F. M. Methane emissions from rice paddies: a process study summary. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v. 49, p. 119-127, 1997.

SEEG. Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa. Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas de clima do Brasil 1970-2019. Observatório do Clima. p. 41, 2020.

SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. **Pesquisa Agropecuária Tropical**. v. 43, n. 3, p. 322-338, 2013.

SIGNOR, D.; PISSIONI, L. L. M.; CERRI, C. E. P. Emissões de gases de efeito estufa pela deposição de palha de cana-de-açúcar sobre o solo. **Bragantia**. v. 73, n. 2, p.113-122, 2014.

UNICA. União da Indústria de Cana-de-açúcar. Acompanhamento de safra. UnicaData. 2019.

WASSMANN, R.; NEUE, H. U.; LADHA, J. K.; AULAKH, M. S. Mitigating greenhouse gas emissions from rice-wheat cropping systems in Asia. **Environment, Development and Sustainability**. v. 6, p. 65–90, 2004.

YOKELSON, R. J.; CHRISTIAN, T. J.; KARL, T. G.; GUENTHER, A. The tropical forest and fire emissions experiment: laboratory fire measurements and synthesis of campaign data. **Atmospheric Chemistry and Physics**. v. 8, p. 3509–3527, 2008.

ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; VIEIRA, F. C. B.; GOMES, J.; TOMAZI, M. Nitrous oxide and methane fluxes in South Brazilian gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 34, n. 5, p.1653-1665, 2010.

CAPÍTULO III

MUDANÇAS NOS ESTOQUES DE CARBONO ORGÂNICO DO SOLO DEVIDO AS MUDANÇAS DE USO DA TERRA NA BACIA ESTENDIDA DO RIO SÃO FRANCISCO ENTRE 1985 E 2017

RESUMO

Os solos possuem o maior reservatório de C dos ecossistemas terrestres, podendo atuar como fonte e sumidouro de carbono, dependendo do manejo do solo, da entrada de biomassa e das condições climáticas, refletindo no equilíbrio dinâmico entre as entradas e saídas de carbono, ocorrendo alterações nos estoques no solo. Desta maneira, o objetivo do presente trabalho foi estimar as mudanças nos estoques de carbono do solo decorrente das mudanças de uso da terra e manejo nos diferentes biomas e sub-bacias que compreendem a Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF) entre 1985 e 2017. As estimativas das mudanças nos estoques de C do solo entre os períodos de 1985 a 2017 foram realizadas considerando a associação entre a região da BESF e as classes agregadas por sistema de uso e manejo do solo baseadas na metodologia descrita pelo IPCC, associando técnicas de geoprocessamento para combinação dos dados de carbono de referência, informações do setor agropecuário e categorias de uso da terra, com fatores de emissão específicos considerando períodos de 20 anos após a mudança de uso da terra ou sistema de manejo do solo. Além disto, o processo desenvolvido permitiu a análise das principais categorias de usos da terra por bioma e sub-bacias. Estima-se que em 2017 os biomas Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica abrangiam na BESF uma área total de 56,8 milhões de hectares, 23,2 milhões de hectares e 4,0 milhões de hectares, respectivamente. A principal categoria de uso e cobertura da terra na BESF é a vegetação nativa, ocupando uma área de 49,5 milhões de hectares, o que representa 58,9% da área total. Atividades antrópicas e corpos hídricos ocuparam 33,2 milhões de hectares, ou seja, 41,1% da área total, destacando-se como principal classe de ocupação da terra a agricultura, ocupando cerca de 18,6 milhões de hectares, equivalente a 22,2% da área total. A ocupação do solo com pastagens ocupava área total de 14,7 milhões de hectares. A mudança nos estoques de carbono orgânico do solo na BESF durante todo período analisado (1985 a 2017), resultaram em um aumento de $0,72 \text{ Mt C ano}^{-1}$, com taxa média de $0,12 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Este aumento no COS, deveu-se principalmente, à expansão do sistema de plantio direto, da conversão dos sistemas de colheita manual para mecanizada da cultura da cana-de-açúcar e do aumento das áreas de pastagens em boas condições. Com o preocupante aumento nas emissões de GEE, o solo torna-se um potencial sistema mitigador de C por meio de adoção de manejos conservacionistas.

Palavras-chave: Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, vegetação nativa.

ABSTRACT

Soils have the largest C reservoir in terrestrial ecosystems, and can act as a source and sink of carbon, depending on soil management, biomass input and climatic conditions, reflecting on the dynamic balance between carbon inputs and outputs, with changes occurring in soil stocks. Thus, the objective of this study was to estimate changes in soil carbon stocks resulting from changes in land use and management in the different biomes and sub-basins that comprise the Extended São Francisco River Basin (BESF) between 1985 and 2017. Estimates of the changes in soil C stocks between the periods 1985 to 2017 were carried out considering the association between the BESF region and the classes aggregated by soil use and management system based on the methodology described by the IPCC, associating geoprocessing techniques for combination reference carbon data, agricultural sector information and land use categories, with specific emission factors considering 20 year periods after the change in land use or land management system. In addition, the developed process allowed the analysis of the main categories of land use by biome and sub-basins. It is estimated that in 2017 the Caatinga, Cerrado and Atlantic Forest biomes covered a total area of 56.8 million hectares, 23.2 million hectares and 4.0 million hectares in BESF, respectively. The main category of land use and land cover at BESF is native vegetation, occupying an area of 49.5 million hectares, which represents 58.9% of the total area. Anthropogenic activities and water bodies occupied 33.2 million hectares, that is, 41.1% of the total area, with agriculture standing out as the main class of land occupation, occupying about 18.6 million hectares, equivalent to 22.2% of the total area. The occupation of the land with pastures occupied a total area of 14.7 million hectares. The change in soil organic carbon stocks in BESF throughout the analyzed period (1985 to 2017) resulted in an increase of 0.72 Mt C yr⁻¹, with an average rate of 0.12 t C ha⁻¹ yr⁻¹. This increase in the COS was mainly due to the expansion of the no-tillage system, the conversion of manual to mechanized harvesting systems for sugarcane cultivation and the increase in pasture areas in good condition. With the worrying increase in GHG emissions, the soil becomes a potential C mitigation system through the adoption of conservation managements.

Key words: Caatinga, Cerrado, Atlantic Forest, native vegetation.

1 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas globais provocadas pelo aumento da concentração de gases do efeito estufa na atmosfera resultante das atividades humanas culminaram no interesse de desenvolver métodos para mitigar as emissões de GEEs. Os solos, no entanto, podem atuar como fontes e sumidouros de carbono, dependendo do manejo, dos níveis de entrada de biomassa e das condições e mudanças climáticas (BEKER, 2007; ZOMER et al, 2017). Os solos possuem o maior reservatório de C dos ecossistemas terrestres estimadas em cerca de 2500 Gt de C, com capacidade de armazenamento considerada 3,3 vezes maior quando comparado com o estoque na atmosfera e 4,5 vezes maior que a quantidade presente na biomassa vegetal (LAL, 2004; LAL, 2010; FAO, 2015).

Estimativas em todo o território brasileiro para diferentes camadas mostraram estoques de carbono orgânico no solo em torno de $36,4 \pm 3,4$ Pg C em uma profundidade de 0-30 cm do solo (BERNOUX et al. 2002); quando considerada a camada de 0-100 cm estima-se que os solos brasileiros apresentam estoques que variam de 64,6 a 78 Pg C (SCHROEDER; WINJUM, 1995; BATJES, 2005; GOMES et al., 2019). Na região semiárida do Nordeste, Sampaio; Costa (2011) estimaram o estoque de C na camada de 0-100 cm de 8,8 Pg C. Já nas camadas de 0-20 e de 20-100, os estoques foram estimados em 2,8 Pg C e 6,0 Pg C, respectivamente. Já em estudo conduzido por Gomes et al. (2019) mostram estoques de C no solo de 4,88, 17,07 e 11,49 Pg C considerando a camada de 0-100 cm, para os biomas Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica, respectivamente.

A quantidade armazenada de carbono orgânico do solo depende da taxa de deposição de resíduos e sua taxa de decomposição (SANTOS et al., 2019), refletindo no equilíbrio dinâmico entre as taxas de entrada e saída de matéria orgânica no solo, que sofre alterações por diversos fatores como clima, tipos e manejos do solo, vegetação original e ações antropogênicas (ASSAD et al., 2013; PAUSTIAN et al., 2016; LAL, 2018; ALIDOUST et al., 2018; VITHARANA; MISHRA; MAPA, 2019).

Mudanças no uso do solo alteram a quantidade e distribuição da matéria orgânica no perfil do solo fazendo com que a quantidade de C inserida no sistema seja, comumente, menor que a de saída (CERRI; FEIGL; CERRI, 2008). A matéria orgânica do solo derivada do uso da terra original irá se decompor gradualmente e será substituída em uma maior ou menor taxa pela matéria orgânica do solo derivada do novo uso da terra (SANTOS et al, 2019). Com a atividade agropecuária, o solo tem seus níveis de matéria orgânica alterados, de maneira geral, emitindo carbono, na forma de CO₂, quando está sob degradação e sequestrando

carbono quando manejados de forma conservacionista (SEEG, 2018). Sistemas de manejo com potencial para promover o sequestro de carbono e avaliar os relevantes impactos causados pelas mudanças de uso da terra tendo em vista o conhecimento dos diferentes sistemas tornam-se imprescindíveis para estudos da dinâmica do carbono no solo em diferentes regiões.

A Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF), oficialmente denominada de Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional, abrange em seu território os biomas Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica, apresentando grande importância ecológica, social e econômica. A combinação desses diferentes ambientes com grande biodiversidade cria condições locais únicas, levando ao aumento ou diminuição dos estoques de carbono do solo. As mudanças decorrentes das conversões de diferentes usos da terra podem refletir no equilíbrio dinâmico entre as entradas e saídas de carbono, alterando o estoque no solo. Com isso, a BESF pode representar um importante reservatório de CO₂ atmosférico, com significativa participação no sequestro de C brasileiro, com provável redução nas emissões de gases de efeito estufa.

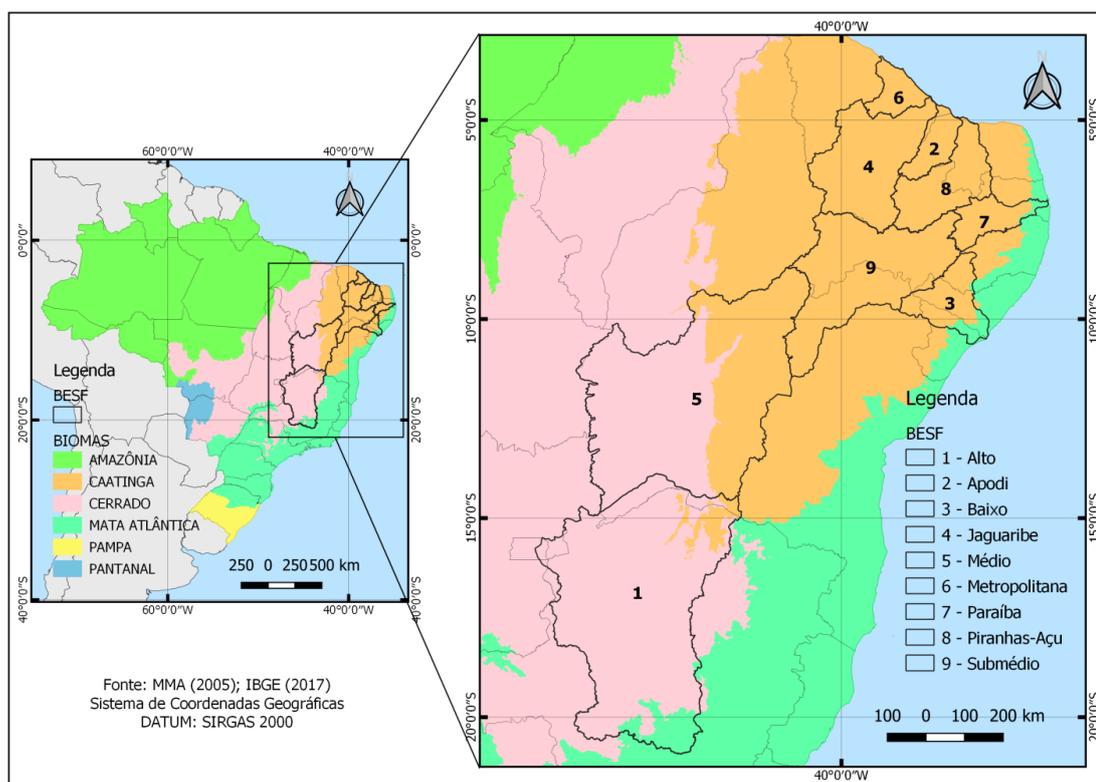
Desta forma, o presente trabalho teve como objetivo associar recursos de geoprocessamento e informações do setor agropecuário para estimar as mudanças nos estoques de carbono do solo devido às mudanças de uso da terra e sistemas de manejo nos diferentes biomas e sub-bacias que compreendem a Bacia Estendida do Rio São Francisco entre 1985 e 2017.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área selecionada para estudo é compreendida pela Bacia Estendida do Rio São Francisco (BESF), denominada oficialmente de Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional (Figura 1). A BESF compreende aproximadamente 841.600 km² de área de drenagem. A obra tem por objetivo assegurar a oferta de água a cerca de 12 milhões de habitantes da região. Localizada nas latitudes 3° 23' e 20° 55' S e entre as longitudes 34° 49' e 47° 38' W, com grande parte do território situado no Semiárido, o qual apresenta períodos críticos de estiagem, com a área da bacia sendo distribuída entre os Estados de Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Goiás, Tocantins, Paraíba, Rio Grande do Norte, Ceará e o Distrito Federal, em que 984 municípios estão circunscritos na região da BESF. A BESF é formada por diversas sub-bacias (Alto, Médio, Submédio, Baixo, Paraíba, Jaguaribe, Piranhas-Açu, Apodi e Metropolitano) que deságuam no rio São Francisco e recebem água através do projeto de transposição (Figura 1). Por sua vez, as águas do rio São Francisco deságuam no oceano Atlântico, em divisa com os estados de Alagoas e Sergipe.

Figura 1. Biomas brasileiros e sub-bacias hidrográficas que formam a BESF.



O território da BESF possui três grandes biomas de extrema importância ecológica, socioeconômica e cultural, sendo eles: Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica (Figura 1), ocupando cerca de 67,6%, 27,6% e 4,8% da superfície total da bacia, respectivamente. A Caatinga ocupa uma superfície predominantemente coincidente com a região do Semiárido brasileiro (MMA, 2011). Esse bioma encontra-se nas regiões do Alto, Médio, Submédio, Baixo e em toda a região da transposição do São Francisco. O Cerrado está presente em boa parte da bacia, compreendendo quase toda a região do Alto e Médio São Francisco. É neste bioma que nascem à maioria dos cursos d'água que integram a Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (CBHSF, 2016). Quanto à Mata Atlântica, seus remanescentes ocorrem nas regiões do Alto e Baixo São Francisco, além de uma pequena porção que cobre a região da sub-bacia da Paraíba, a qual faz parte da região de transposição do São Francisco.

A caracterização do clima de cada uma das regiões fisiográficas da bacia do Rio São Francisco pode ser identificada de acordo com a classificação climática de Köppen como: Alto São Francisco (tipo Aw, quente e úmido com chuvas de verão), Médio São Francisco (predominante Aw com variação climática do tipo BShw, semiárido), Submédio São Francisco (tipo BShw, semiárido), Baixo São Francisco (predominantemente AS, quente e úmido, com chuvas de inverno) (CBHSF, 2016) e, por outro lado, a região da Transposição do São Francisco possui clima semiárido, com poucas chuvas ocorrendo quase sempre concentradas nos meses de fevereiro a maio (BRASIL, 2004).

2.2 Estimativas das mudanças nos estoques de carbono do solo para a BESF

As estimativas das alterações nos estoques do C foram realizadas considerando a associação entre a região da BESF e as classes agregadas por sistema de uso e manejo do solo; baseadas na metodologia descrita pelo IPCC (2006). De acordo com esta metodologia, em solos minerais as alterações nos estoques do C são estimadas usando a Equação 1:

$$\Delta C = \frac{\sum_{h=1}^H (COS_f(h) - COS_i(h))}{10^6 \times T} \quad (1)$$

Em que:

H: número de associações entre a região da BESF e tipos de solos por sistema de uso e manejo do solo; $COS_{f(h)}$: estoque de carbono orgânico do solo (Mg C) no sistema h no último ano do período do inventário; $COS_{i(h)}$: estoque de carbono orgânico do solo (Mg C) no sistema h no primeiro ano do período do inventário; 10^6 : conversão de Mg C para Tg C; T: número de anos do período do inventário para obter a taxa anual de acúmulo ou perda de C.

Enquanto os estoques de C na camada superficial de 0-30 cm foram estimados utilizando a equação 2:

$$COS(h) = \sum_{e,m} (C_{REF_{e,m}} \times F_{LU_{e,m}} \times F_{MG_{e,m}} \times F_{I_{e,m}} \times A_{e,m}) \quad (2)$$

Em que:

e: representa as associações entre a região da BESF e tipos de solos; m: sistemas de manejo presentes na região de estudo; C_{REF} : estoque de C do solo sob vegetação nativa (Mg C ha⁻¹); F_{LU} : fator de mudança de estoque para os sistemas de uso da terra; F_{MG} : fator de mudança de estoque para as práticas de manejo; F_I : fator de mudança de estoque para o input de matéria orgânica; A: área (ha) de uma determinada categoria de uso da terra e prática de manejo.

2.3 Dados de uso da terra

Os dados de cobertura e uso do solo para a Bacia Estendida do Rio São Francisco foram obtidos dos mapas da coleção 3.1 do MapBiomias que cobrem o período de 1985 a 2017. As classificações de cobertura e uso do solo do MapBiomias são baseadas em mosaicos Landsat, resultando em mapas que possuem formato matricial (pixel 30x30 m) de padrão GeoTiff. Os mapas foram obtidos em intervalos temporais com variação de 20 anos em função dos fatores de emissão das pastagens e sistemas agrícolas empregados na estimativa de mudança de estoque de carbono, organizando os mapas considerando os anos de 1985 a 2005 e 1997 a 2017.

Adotou-se que as alterações nos estoques de COS resultante da mudança do uso e cobertura do solo ocorre durante o período de 20 anos, período estabelecido para que uma categoria seja finalmente classificada como outra. Foi realizado para cada mapa obtido do MapBiomias um recorte utilizando a camada da área de delimitação da BESF, gerando arquivos rasters com as informações compreendidas na área desejada, utilizando a ferramenta de processamento “recortar raster pela camada de máscara” do Sistema de Informação Geográfica livre e aberto QGIS Desktop 3.10. Em seguida, foi realizada divisão por sub-bacias que compõe a BESF, totalizando nove mapas do tipo raster (um para cada sub-bacia). Desta forma, a BESF foi dividida nas seguintes sub-bacias: Alto, Médio, Submédio, Baixo, Metropolitana, Jaguaribe, Piranhas-Açu, Apodi e Paraíba.

Originalmente os mapas de cobertura e uso do solo no MapBiomias continham 10 classes, representadas por: (1) vegetação; (2) Agropecuária; (3) Pastagem, (4) Agricultura; (5)

Cultura anual e perene; (6) Cultura semi-perene; (7) Mosaico de agricultura e pastagem; (8) Solo exposto; (9) Área edificada e (10) corpos hídricos. No entanto, optou-se por uma reclassificação para um maior detalhamento das classes e uma melhor adequação no uso dos fatores de emissão para as estimativas de mudanças no carbono do solo, realizando algumas aproximações e estabelecendo de forma arbitrária alguns critérios.

Os mapas de classes de cobertura e uso do solo apresentam as categorias “Pastagem” e “Agricultura”, além das categorias denominadas de “Agropecuária” e “Mosaico de agricultura e pastagem”, que não diferenciam as classes de pastagem e agricultura. Para contornar esse problema, foram obtidos dados de pastagem do LAPIG (2020) e do IBGE (2020a) para verificação da área e classificação das condições das pastagens na região. Ao analisar as áreas cobertas por pastagem informadas no LAPIG e no IBGE, foi possível verificar semelhança com a área da categoria “Pastagem” obtida nos mapas do MapBiomias. Dessa forma, foi considerada que a área de pastagem obtida no MapBiomias não teria complemento das categorias “Agropecuária” e “Mosaico de agricultura e pastagem”. Para um melhor detalhamento das condições das pastagens na BESF optou-se por uma divisão dessa categoria por meio de estimativa das proporções estabelecidas pelo levantamento dos dados de área disponibilizados pelo IBGE (2020a), sendo classificados como: “pastagens naturais”, “pastagens plantadas em boas condições” e “pastagens plantadas em más condições”. As categorias “agropecuária” e “mosaico de agricultura e pastagem” foram alocadas na categoria “Agricultura”.

A classificação do MapBiomias para “cultura anual e perene” foi melhor detalhada utilizando as informações do levantamento das áreas de lavouras temporárias e permanentes do IBGE (2020b). As proporções médias por sub-bacias estimadas de lavouras temporárias e permanentes para cada período estudado foram aplicadas na área da categoria cultura anual e perene dos mapas do MapBiomias obtendo uma nova divisão detalhada da área que recebeu a nova denominação de “cultura perene”, sendo a área restante de culturas anuais alocadas na categoria “agricultura”. A categoria de cobertura e uso do solo do MapBiomias denominada de “cultura semi-perene” refere-se a cultura da cana-de-açúcar. Com isso, optou-se estratificar essa categoria em áreas de cultivo de cana-de-açúcar com e sem queima, para isso foi realizada estimativa das proporções dos diferentes tipos de colheita dessa cultura por meio do Acompanhamento da Safra Brasileira de Cana-de-açúcar (CONAB, 2018) que apresenta o percentual de colheita mecanizada (sem queima) e manual (com queima), por regiões e estados. Foi estimada proporção média por sub-bacia e aplicada na área de cultura perene para obtenção das novas categorias: cana-de-açúcar com queima e cana-de-açúcar sem queima.

Após a incorporação das categorias “agropecuária”, “mosaico de agricultura e pastagem” e “culturas anuais” para a categoria “agricultura”, foi possível subdividir essa classificação em duas novas categorias: 1) plantio direto e 2) cultivo convencional. Para elaborar essa nova classificação foi considerada os dados do levantamento do censo agropecuário do IBGE (2020c) que apresenta as áreas que realizam plantio direto na palha, o qual foi possível obter as proporções médias de plantio direto e cultivo convencional para cada sub-bacia.

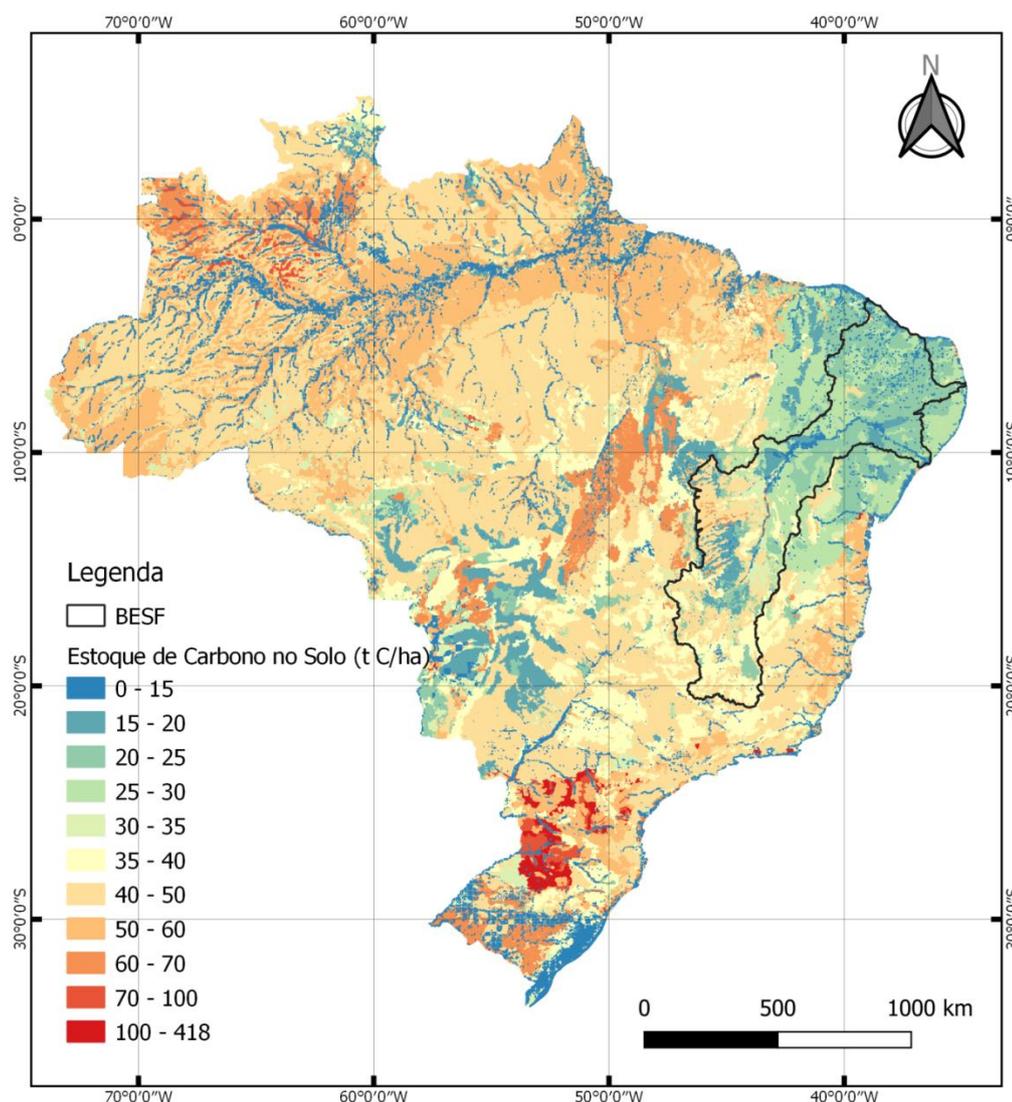
Desta forma, a reclassificação resultou nas seguintes classes de cobertura e uso do solo: (1) Vegetação nativa; (2) Pastagens naturais; (3) Pastagens plantadas em boas condições; (4) Pastagens plantadas em más condições; (5) Agricultura (plantio direto); (6) Agricultura (cultivo convencional); (7) Cultura perene; (8) Cana-de-açúcar (com queima); (9) Cana-de-açúcar (sem queima); (10) Solo exposto; (11) Área edificada e (12) Corpos hídricos.

2.4 Carbono de referência (C_{REF})

Os valores de estoque de carbono orgânico de referência são os mesmos utilizados nos Terceiro e Quarto Inventários Nacionais de Emissão de GEE (MCTI, 2015; 2020). A estimativa seguiu a metodologia proposta por Bernoux et al. (2002) e consistiu nas seguintes etapas: (a) adaptação do mapa de solos do Brasil (EMBRAPA, 2003) em escala 1:5.000.000; (b) adaptação do mapa de vegetação do Brasil (IBGE, 2004) em escala 1:5.000.000; e (c) geração do mapa de associação solo-vegetação (Figura 2).

Foi realizada correção da geometria do arquivo e recorte do mapa de C_{REF} por meio da camada de sobreposição equivalente a área de delimitação da BESF, utilizando o algoritmo “recortar” do QGIS. Com a obtenção do mapa de C_{REF} delimitado para a área de estudo após o processamento de recorte foi realizado processamento para unificar as áreas que possuíam o mesmo valor de carbono para simplificar e viabilizar os procedimentos subsequentes. Esse procedimento foi realizado através do algoritmo “dissolver” no QGIS. Com o shapefile dissolvido foi realizado procedimento para conversão para formato raster (matricial), realizando divisão por sub-bacias, obtendo um total de nove rasters (um para cada sub-bacia) com resolução 30 x 30 m, mesma resolução dos mapas obtidos do MapBiomias.

Figura 2. Mapa dos estoques de carbono do solo (0-30 cm) em solos do Brasil e da BESF sob vegetação nativa.



Fonte: Adaptado de Bernoux et al., 2002.

Com os mapas das classes de cobertura e uso do solo e os de C_{REF} estratificados por sub-bacias, foi feita tabulação cruzada entre esses rasters por meio de um script simples desenvolvido em linguagem de programação R (R CORE TEAM, 2021), o qual foi possível quantificar os pixels de cada classe do MapBiomass se localizam dentro de cada valor de carbono no solo. Com o produto desse procedimento foi realizada mais uma tabulação cruzada utilizando a variável dos biomass que cobrem a BESF, sendo possível quantificar os pixels de cada classe do MapBiomass e valor de carbono no solo que estava circunscrito em determinado bioma. Em seguida, foi realizada a extração e tabulação dos dados para cada sub-bacia para realização das estimativas de mudanças nos estoques de carbono.

2.5 Fatores de mudança de carbono no solo

Para o presente estudo, em função da disponibilidade de dados sobre uso da terra, e buscando a melhor adequação entre os fatores de emissão considerando períodos de 20 anos após a mudança de uso da terra ou sistema de manejo do solo, as avaliações foram realizadas para os períodos de 1985 a 2005, 1997 a 2017 e 1985 a 2017. Os fatores de mudança de carbono no solo para as diferentes classes de uso da terra foram obtidos por intermédio de fontes de informação técnica e científica no período avaliado por este trabalho (Tabela 1).

Tabela 1. Fatores de alteração de carbono orgânico do solo em função da mudança de uso da terra e sistema de cultivo.

| Uso do solo | Biomassas | | | Referências |
|----------------------------------|-----------|----------|----------------|---|
| | Cerrado | Caatinga | Mata Atlântica | |
| Pastagens naturais | 1,00 | 1,00 | 1,00 | MCTI, 2020; MEDEIROS et al., 2021 |
| Pastagem em boas condições | 1,11 | 1,00 | 1,11 | |
| Pastagem em más condições | 0,94 | 0,75 | 0,94 | |
| Agricultura cultivo convencional | 0,90 | 0,83 | 0,86 | MEDEIROS et al., 2020; MCTI, 2020 |
| Agricultura plantio direto | 1,22 | 1,09 | 1,13 | |
| Culturas perenes | 0,98 | 0,71 | 0,98 | MCTI, 2020 |
| Cana-de-açúcar com queima | 0,74 | 0,74 | 0,74 | MELLO et al., 2014 |
| Cana-de-açúcar sem queima | 1,24 | 1,24 | 1,24 | CERRI et al. 2011 |

Fonte: Autor (2021).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Dados de uso da terra na Bacia Estendida do Rio São Francisco

Os resultados completos de uso da terra por sub-bacias são apresentados na tabela A1 que se encontram no Apêndice B. Uma apresentação sucinta dos resultados é feita nas tabelas 2 e 3 onde se encontram os dados resumidos por tipo de uso da terra e categorias presentes nos biomas que compreendem a BESF nos períodos de 1985, 1997, 2005 e 2017.

De maneira geral, observa-se que em 1985 a área com vegetação nativa ocupava 65,5% da área total da BESF, demonstrando-se como principal classe de uso da terra, sendo que cerca de 34,4% da área total da BESF era ocupada por alguma atividade antrópica ou coberta por água. Neste mesmo ano (1985), a área utilizada para agricultura representava 20,7% e o uso do solo com pastagens ocupava cerca de 11,7% da área total da BESF. A agricultura, neste mesmo ano, se estabelecia como a segunda principal classe de uso da terra da BESF com aproximadamente 17,4 milhões de hectares, destacando-se como principal categoria de atividade antrópica na BESF a agricultura com uso de cultivo convencional, ocupando cerca de 14,8 milhões de hectares da área total da BESF (Tabela 2). O uso de pastagens em boas condições ocupava uma área de 4,1 milhões de hectares e cerca de 151,7 mil hectares ocupados por pastagens em más condições. Vale ressaltar que a área ocupada com pastagens naturais na BESF em 1985 equivalia a 5,4 milhões de hectares.

Já em 2017, a principal categoria de uso e cobertura da terra observado na BESF continuou sendo a vegetação nativa, ocupando área com cerca de 49,5 milhões de hectares, o que representa 58,9% da área total. Logo, percebe-se que entre 1985 e 2017 houve uma redução de 6,6% da vegetação nativa na BESF, o que corresponde a 5,7 milhões de hectares (Tabela 2). Atividades antrópicas e corpos hídricos ocuparam 41,1% da área total, destacando-se como principal classe de ocupação da terra por atividade antrópica a agricultura, a qual ocupava cerca de 18,6 milhões de hectares, equivalente a 22,2% da área total. Vale destacar o aumento substancial das áreas de agricultura com sistema de plantio direto, culturas perenes e a conversão das áreas de cana-de-açúcar com colheita manual (com queima) para colheita mecanizada (sem queima).

A adoção de sistema de plantio direto que consiste em processos tecnológicos que mobilizam o solo apenas na linha ou cova de semeadura, mantendo uma cobertura permanente desse solo apresentou em 2017 uma área equivalente a 3,1 milhões de hectares, aumento de aproximadamente 2,7 milhões de hectares quando comparado ao ano de 1985. Em contrapartida, o sistema de cultivo convencional na agricultura registrou redução significativa

na ocupação de área dessa atividade, passando de 14,8 milhões de hectares em 1985 para 12,6 milhões de hectares em 2017, diminuição que pode ser respaldada pela adoção de práticas conservacionistas como o plantio direto. O cultivo de cana-de-açúcar com utilização de colheita mecanizada (sem queima) em 2017 ocupava área de 618,02 mil hectares, evidenciando a conversão das áreas de colheita manual com queima para mecanizada (Tabela 2). A conversão de pastagens degradadas em plantações de cana-de-açúcar é uma estratégia importante para garantir os benefícios ambientais do etanol de cana-de-açúcar para aumentar o orçamento de C no solo e na biomassa (OLIVEIRA et al. 2016; BORDONAL et al. 2017).

Tabela 2. Área (mil ha) das categorias de uso da terra da BESF nos anos de 1985, 1997, 2005 e 2017.

| Uso da terra | 1985 | 1997 | 2005 | 2017 |
|-----------------------------|---------------------------|-----------|-----------|-----------|
| | Área (10 ³ ha) | | | |
| Vegetação nativa | 55.246,64 | 52.724,03 | 49.304,12 | 49.539,35 |
| Pastagens naturais | 5.494,44 | 7.149,42 | 8.397,35 | 7.864,09 |
| Pastagens em boas condições | 4.126,69 | 5.256,76 | 5.907,74 | 5.018,45 |
| Pastagens em más condições | 151,78 | 430,45 | 961,89 | 1.901,10 |
| Agricultura (PD) | 376,89 | 455,91 | 1.436,31 | 3.106,15 |
| Agricultura (CC) | 14.865,54 | 1.4157,79 | 14.060,74 | 12.633,78 |
| Cultura perene | 546,63 | 798,52 | 1.372,94 | 14.22,76 |
| Cana-de-açúcar (CQ) | 1.655,50 | 1.586,09 | 1.488,74 | 886,07 |
| Cana-de-açúcar (SQ) | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 618,02 |
| Solo exposto | 439,57 | 423,99 | 332,66 | 314,02 |
| Área edificada | 170,72 | 161,76 | 191,39 | 194,76 |
| Corpo hídrico | 1.094,88 | 1.020,70 | 715,89 | 671,25 |

PD: plantio direto; CC: cultivo convencional.

CQ: com queima; SQ: Sem queima.

Fonte: Autor (2021).

O uso do solo com pastagens registrou crescimento na área ocupada por essa atividade na BESF durante o período de estudo, seja pela ocupação com pastagens naturais ou plantadas. A ocupação da terra com uso de pastagens naturais apresentou crescimento considerável quando comparado em escala temporal os períodos de 1985 a 2017. A maior área observada durante os períodos estudados ocorreu no ano de 2005, totalizando área de aproximadamente 8,3 milhões de hectares e com posterior redução no ano de 2017 quando

registrou área de 7,8 milhões de hectares. O uso de pastagens em boas condições em 2017 ocupava uma área equivalente a 5,0 milhões de hectares, aumento de 891,76 mil hectares quando comparados ao ano de 1985, associadas à adoção de tecnologias como adubação, irrigação, manejo do solo e pastejo rotacionado com orientação técnica e a inclusão de boas práticas e bem-estar animal. No entanto, verificou-se uma expansão da área ocupada com pastagens em más condições ao longo dos anos avaliados, sendo registrada em 2017 uma área total ocupada por essa categoria de 1,9 milhão de hectares (Tabela 2), associadas ao manejo inadequado e a baixa tecnologia empregada nas áreas de pastagens. Dentre os fatores relacionados com a degradação das pastagens, destacam-se o manejo animal inadequado e a falta de reposição de nutrientes do solo. A taxa de lotação excessiva, sem os ajustes para uma adequada capacidade de suporte, e a ausência de adubação de manutenção têm sido os aceleradores do processo de degradação (MACEDO; ARAÚJO, 2012) refletindo um processo evolutivo de perda de vigor e de capacidade de recuperação natural das pastagens para sustentar os níveis de produção e qualidade exigida pelos animais (MACEDO, 1995).

A BESF em sua extensão territorial possui uma grande variedade de atributos naturais constituído por três grandes biomas (Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica), resultando em um ambiente de alta biodiversidade e variabilidade espacial. A tabela 3 apresenta de forma sucinta, as estimativas das áreas das categorias de uso e cobertura da terra considerando os diferentes biomas que constituí a BESF. O bioma Caatinga abrange uma área total de 56,8 milhões de hectares do território da BESF com ocupação de diferentes categorias de uso da terra. Esse bioma tem registrado ao longo dos anos redução na área de vegetação nativa devido ao desmatamento e a implantação de atividades antrópicas, principalmente pelo uso de pastagens. Numa escala temporal pode-se observar a diminuição da área de vegetação nativa, em que no ano de 1985 essa categoria ocupava área de 37,3 milhões de hectares, passando a cobrir em 2017 uma área de 33,8 milhões de hectares, o que significa uma redução de 9,35% da área ocupada, ou seja, 3,4 milhões de hectares em 32 anos.

Tabela 3. Área (mil ha) das categorias de uso da terra por biomas que compreendem a BESF nos anos de 1985, 1997, 2005 e 2017.

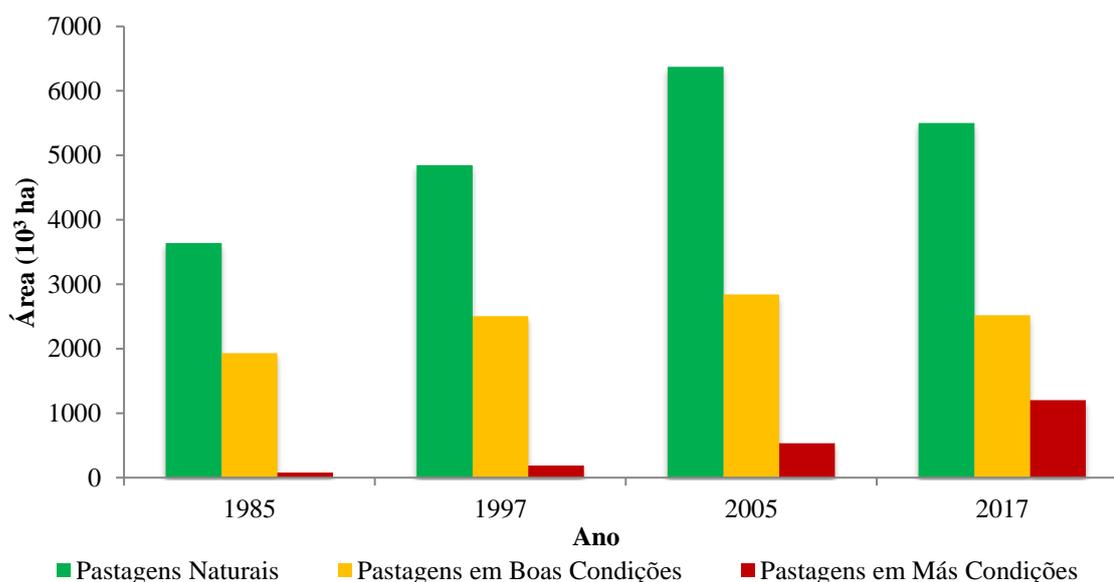
| Uso da terra | Caatinga | Cerrado | Mata Atlântica |
|---------------------------------|---------------------------|-----------|----------------|
| | Área (10 ³ ha) | | |
| 1985 | | | |
| Vegetação nativa | 37.370,80 | 16.361,88 | 1.513,96 |
| Pastagens | 5.650,54 | 2.641,58 | 1.480,80 |
| Agricultura | 12.933,96 | 3.696,79 | 813,82 |
| Outros | 1.141,80 | 506,33 | 57,04 |
| Área total (10 ³ ha) | 57.097,10 | 23.206,58 | 3.865,61 |
| 1997 | | | |
| Vegetação nativa | 35.119,64 | 16.200,26 | 1.404,13 |
| Pastagens | 7.542,11 | 3.356,27 | 1.938,23 |
| Agricultura | 13.116,09 | 3.281,90 | 600,31 |
| Outros | 1.029,15 | 490,48 | 86,81 |
| Área total (10 ³ ha) | 56.807,01 | 23.328,91 | 4.029,49 |
| 2005 | | | |
| Vegetação nativa | 33.479,13 | 14.548,78 | 1.276,22 |
| Pastagens | 9.752,53 | 3.356,34 | 2.158,11 |
| Agricultura | 12.840,68 | 4.971,58 | 546,48 |
| Outros | 781,69 | 374,81 | 83,45 |
| Área total (10 ³ ha) | 56.854,04 | 23.251,49 | 4.064,24 |
| 2017 | | | |
| Vegetação nativa | 33.877,34 | 14.417,34 | 1.244,68 |
| Pastagens | 9.222,00 | 3.372,94 | 2.188,68 |
| Agricultura | 13.016,69 | 5.090,50 | 559,57 |
| Outros | 741,55 | 357,69 | 80,78 |
| Área total (10 ³ ha) | 56.857,60 | 23.238,48 | 4.073,72 |

Fonte: Autor (2021).

Na Tabela 3, observa-se que o uso de pastagens em áreas delimitadas pelo bioma Caatinga ocupava uma área total de aproximadamente 5,6 milhões de hectares no ano de 1985, com predominância de pastagens naturais, que apresentava 3,6 milhões de hectares (Figura 3). O uso de pastagens em boas condições ocupava área total de 1,9 milhão de hectares, enquanto a ocupação do solo com pastagens em más condições apresentava área equivalente a 80,68 mil hectares em 1985 (Figura 3). Entre 1985 e 2017, observa-se que houve um elevado aumento das áreas de pastagens no bioma Caatinga, atingindo uma área de 9,2 milhões de hectares em 2017, o que significa um acréscimo de 3,5 milhões de hectares em

32 anos, indicando um cenário de conversão de vegetação nativa para o uso de pastagens na região. No entanto, o aumento dos rebanhos apresentou crescimento menor que a área destinada à pastagem, significando que há estagnação no rendimento da pecuária na BESF. Vale ressaltar, que o uso de pastagens em más condições aumentou durante os 32 anos analisados na ordem de 14,9 vezes sua área no bioma Caatinga, passando de 80,68 mil hectares em 1985 para 1,2 milhão de hectares em 2017 (Figura 3), sugerindo que a baixa implantação de tecnologias e de práticas de manejo adequadas tem causado a elevada degradação das pastagens, tornando-se necessária a adoção de práticas de recuperação dessas áreas.

Figura 3. Área (mil ha) ocupada pelo uso de pastagens no bioma Caatinga que constitui a BESF nos anos de 1985, 1997, 2005 e 2017.

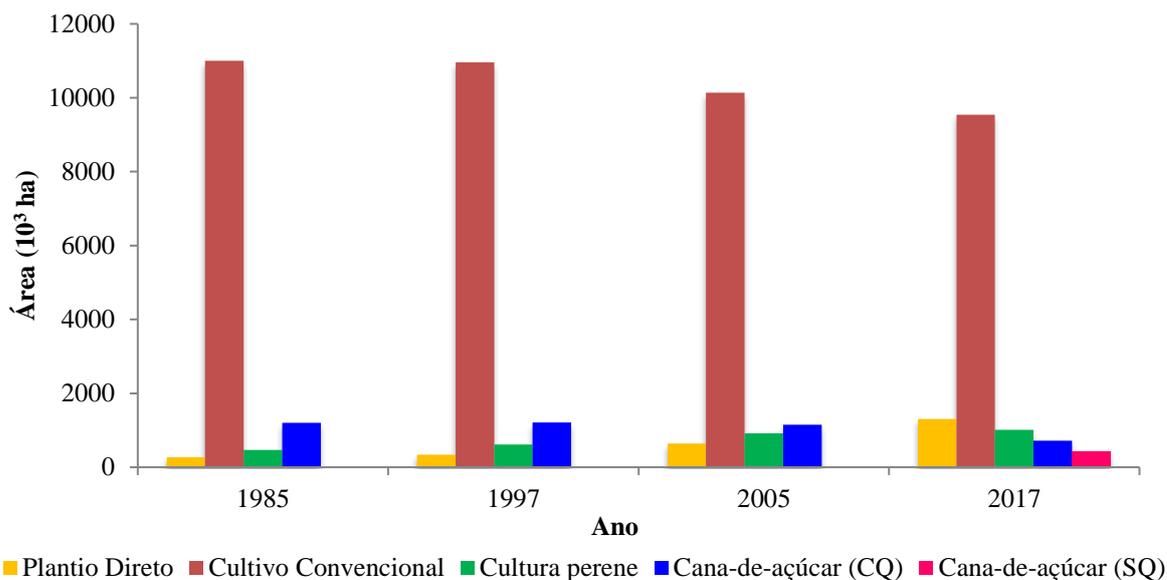


Fonte: Autor (2021).

A área com agricultura presente no bioma Caatinga no ano de 2017 foi de 13,0 milhões de hectares o que corresponde a 22,89% desse bioma (Figura 4). Entre 1985 e 2017 pode-se observar que de maneira geral houve aumento de 82,73 mil hectares da área destinada à agricultura. Nota-se que o uso do sistema de cultivo convencional na agricultura tem apresentado redução de área, sendo registrado em 2017 o equivalente a 9,5 milhões de hectares ocupados por esse tipo de uso do solo (Figura 4), o que corresponde a uma diminuição de 1,4 milhão de hectares quando comparado à ocupação dessa classe de uso no ano de 1985. Essa redução de área do sistema de cultivo convencional durante os 32 anos analisados indicam um cenário de mudança de sistema adotado pela atividade agrícola na

região, podendo ser notada pelo aumento do uso do solo com sistema de plantio direto, conforme se observa na expansão de área dessa categoria no decorrer do período analisado, a qual saiu de 265,84 mil hectares em 1985 passando para 1,3 milhão de hectares em 2017, o que significa um aumento de 4,9 vezes em 32 anos (Figura 4).

Figura 4. Área (mil ha) ocupada pelo uso do solo com agricultura no bioma Caatinga que constitui a BESF nos anos de 1985, 1997, 2005 e 2017.



Fonte: Autor (2021).

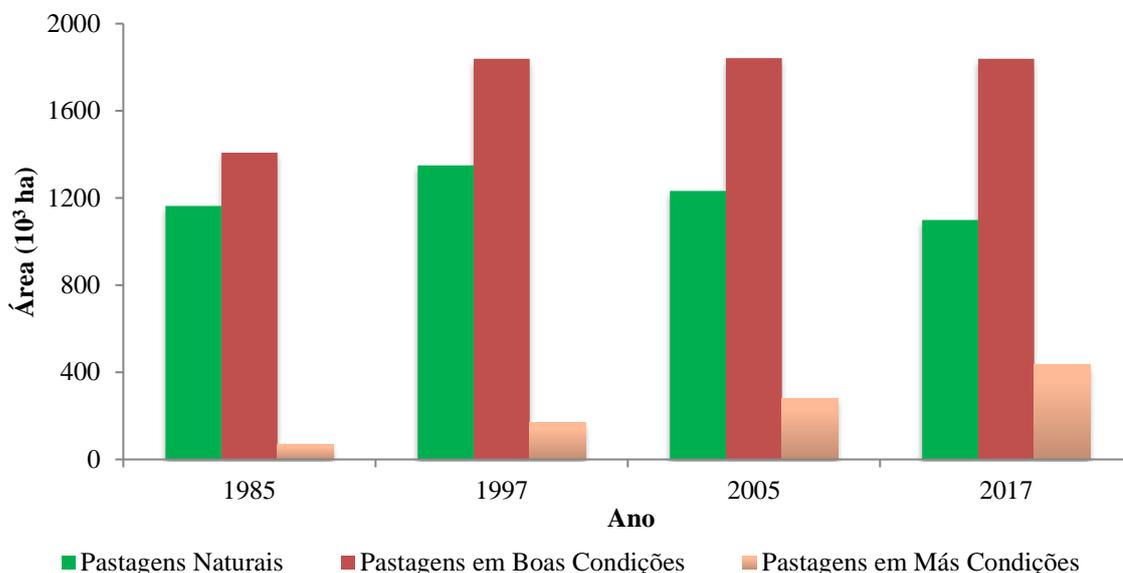
A ocupação do solo com cana-de-açúcar está presente principalmente em áreas de bioma Caatinga, representando 76,6% de toda área com cana-de-açúcar na BESF. O cultivo de cana-de-açúcar no bioma Caatinga presente no território da BESF no ano de 1985 ocupava uma área equivalente a 1,2 milhão de hectares cultivados em sistema de colheita manual com queima. A adoção da queima dos resíduos para colheita manual durante o período de 1985 a 2017 predomina nas áreas cultivadas com cana-de-açúcar, ainda que tenha apresentado redução ao longo dos 32 anos analisados, chegando a uma área de 721,64 mil hectares em 2017 (Figura 4). Tais constatações devem-se principalmente ao processo de transição que vem ocorrendo do sistema de colheita manual, associadas a queima de resíduos da cana-de-açúcar, para a colheita mecanizada, geralmente sem uso do fogo. Desta forma, nota-se que a ocupação do solo no ano de 2017 com cana-de-açúcar colhida de forma mecanizada (sem queima) correspondiam a uma área equivalente a 430,47 mil hectares. Quando analisado a evolução da ocupação do solo com o cultivo de culturas perenes durante o período de estudo observa-se

que a área de uso em 1985 foi de 467,18 mil hectares, passando para 1,0 milhão de hectares em 2017, o que corresponde a um acréscimo de 543,06 mil hectares (Figura 4).

Estima-se que em 2017 o bioma Cerrado cobria uma área total de 23,2 milhões de hectares do território da BESF com uso do solo destinado a diversas atividades (Tabela 2). No decorrer dos anos analisados nota-se redução na área de vegetação nativa do Cerrado, em que no ano de 1985 essa classe ocupava 16,3 milhões de hectares, passando a ocupar em 2017 uma área de 14,4 milhões de hectares, redução de 1,9 milhão de hectares em 32 anos, evidenciando que 62,1% da área do bioma Cerrado da BESF estavam ocupados por vegetação nativa em 2017 (Tabela 2), assim como ocorre com o bioma Caatinga, consequência do desmatamento e da implantação de atividades antrópicas e expansão das áreas urbanas.

Em 2017, a área ocupada por pastagens no bioma Cerrado da BESF totalizava aproximadamente 3,3 milhões de hectares, aumento de 731,36 mil hectares quando comparado com a área ocupada por essa categoria no ano de 1985 (Tabela 3), corroborando com a conversão da vegetação para uso antrópico da terra, destacando-se a implantação de pastagens, atividades agrícolas e a urbanização da terra. Na Figura 5, observa-se que o uso de pastagens em boas condições saiu de uma área total estimada em 1,4 milhão de hectares em 1985 para 1,8 milhão de hectares em 2017, sendo a principal categoria de pastagens que ocupa o Cerrado da BESF. Enquanto, a ocupação do solo com pastagens plantadas em más condições tem indicado crescimento na área entre 1985 a 2017, apresentando área estimada em 71,1 mil hectares e 434,58 mil hectares, respectivamente, o que significa um aumento de 6,1 vezes em 32 anos. Vale ressaltar que a cobertura do solo com pastagens naturais tem apresentado redução de área durante o período de 1985 a 2017. Ao analisar o comportamento dessa categoria na ocupação do solo durante os períodos estudados observa-se que de 1985 a 1997 houve aumento de 186,52 mil hectares e posterior declínio de área, sendo registrada em 2017 área total equivalente a 1,0 milhão de hectares, diminuição de 63,15 mil hectares quando comparado a 1985.

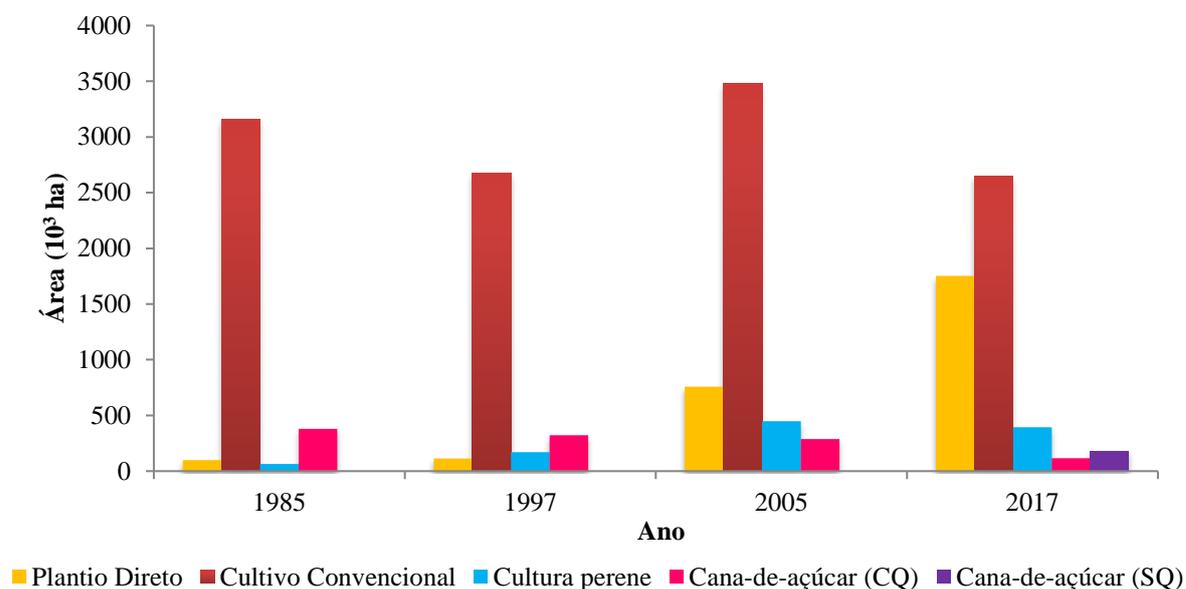
Figura 5. Área (mil ha) ocupada pelo uso de pastagens no bioma Cerrado que constituí a BESF nos anos de 1985, 1997, 2005 e 2017.



Fonte: Autor (2021).

Na BESF, o uso do solo com agricultura no bioma Cerrado representa a segunda principal categoria, ocupando uma área de aproximadamente 5,0 milhões de hectares em 2017, o que corresponde a 21,90% da área total do Cerrado da BESF (Tabela 3). De maneira geral, nota-se que entre 1985 e 2017 houve aumento de 1,3 milhão hectares em áreas ocupadas pela agricultura, consequência da conversão de áreas com vegetação nativa para uso antrópico. A área com agricultura sob cultivo convencional tem apresentado redução nesse bioma ao longo do período analisado, sendo estimada em 2017 uma área equivalente a 2,6 milhões de hectares, o que significa uma diminuição de 506,52 mil hectares quando comparado à área ocupada dessa classe no ano de 1985 (Figura 5). Diferente do que ocorreu com a agricultura sob cultivo convencional, nota-se aumento do uso do solo com agricultura que adota sistema de plantio direto, com expansão de área dessa categoria ao decorrer do período analisado, saindo de uma área de aproximadamente 97,65 mil hectares em 1985 para 1,7 milhão de hectares em 2017, o que corresponde a um acréscimo de 1,6 milhão de hectares em 32 anos (Figura 6). A área ocupada por culturas perenes em 2017 está estimada em 392,99 mil hectares, o que significa um aumento de 6,1 vezes em 32 anos. No entanto, o período que apresentou maior área coberta com culturas perenes ocorreu em 2005 com total de 447,10 mil hectares, o que demonstra que essa classe de uso da terra vem perdendo área para outras atividades antrópicas na região.

Figura 6. Área (mil ha) ocupada pelo uso do solo com agricultura no bioma Cerrado que constitui a BESF nos anos de 1985, 1997, 2005 e 2017.



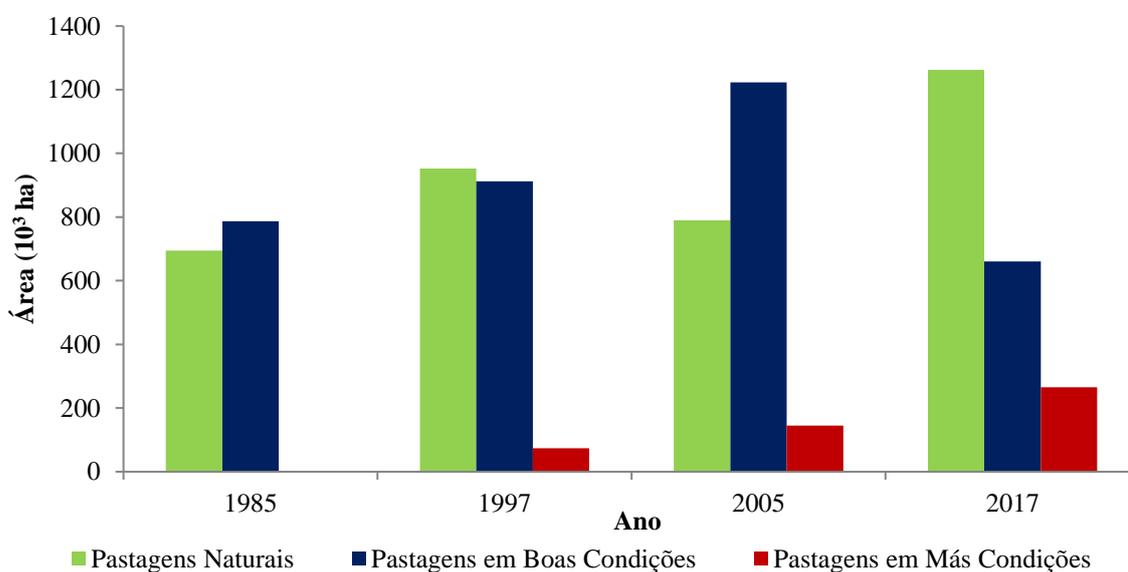
Fonte: Autor (2021).

O cultivo de cana-de-açúcar no bioma Cerrado representa 19,7% da área total com essa cultura no território da BESF. No ano de 1985, a cana-de-açúcar ocupava uma área equivalente a 379,97 mil hectares exclusivamente cultivados em sistema de colheita manual (com uso do fogo). Com a adoção do cultivo mecanizado em algumas regiões produtoras de cana-de-açúcar se observa que houve redução da área com prática de queima dos resíduos para colheita manual, a qual em 2017 apresentou área estimada em 115,33 mil hectares (Figura 6). Por outro lado, as áreas cultivadas com cana-de-açúcar sem utilização de fogo estiveram presentes em área equivalente a 180,37 mil hectares, tornando-se o principal sistema de cultivo da cana-de-açúcar no Cerrado, corroborando com o processo de transição que vem ocorrendo do sistema de cultivo manual para o cultivo mecanizado em todo o território brasileiro.

Á área total coberta pelo bioma Mata Atlântica na BESF em 2017 foi estimada em aproximadamente 4,0 milhões de hectares com diversas ações antrópicas ocupando o solo. Com a ocorrência de desmatamento ao longo do tempo em todo o território da BESF, nota-se redução progressiva na área de vegetação nativa. Considerando os anos inicial e final (1985 a 2017), a classe vegetação nativa registrou área ocupada de 1,5 e 1,2 milhão de hectares, respectivamente, o que significa uma redução de 269,28 mil hectares em 32 anos, notando-se que em 2017 apenas 30% do bioma Mata Atlântica na BESF era composto por vegetação nativa (Tabela 3).

A categoria pastagens de maneira geral aumentou a área de uso do solo entre 1985 e 2017, passando de 1,4 milhão de hectares para 2,1 milhões de hectares, respectivamente (Tabela 3). A ocupação do solo com pastagens naturais apresentou oscilações durante o período estudado, sendo registrada em 1985 uma área de 694,30 mil hectares, com posterior crescimento no ano final da análise (2017), com estimativa de área equivalente a 1,2 milhão, o que torna esse tipo de pastagem com maior predominância na Mata Atlântica da BESF (Figura 7). O uso de pastagens em boas condições apresentou um pico na ocupação da terra em 2005, com área total de 1,2 milhão de hectares, no entanto, no ano final do período estudado houve enorme perda de área dessa categoria, apresentando área total de 660,97 mil hectares. Enquanto a ocupação do solo com pastagens em más condições apresentou tendência de aumento de área ao longo do período analisado de 1985 a 2017, configurando em uma área correspondente a 265,34 mil de hectares em 2017 (Figura 7), sugerindo elevada degradação das pastagens no bioma Mata Atlântica da BESF, tornando-se necessária a adoção de práticas de recuperação dessas áreas.

Figura 7. Área (mil ha) ocupada pelo uso de pastagens no bioma Mata Atlântica que constitui a BESF nos anos de 1985, 1997, 2005 e 2017.

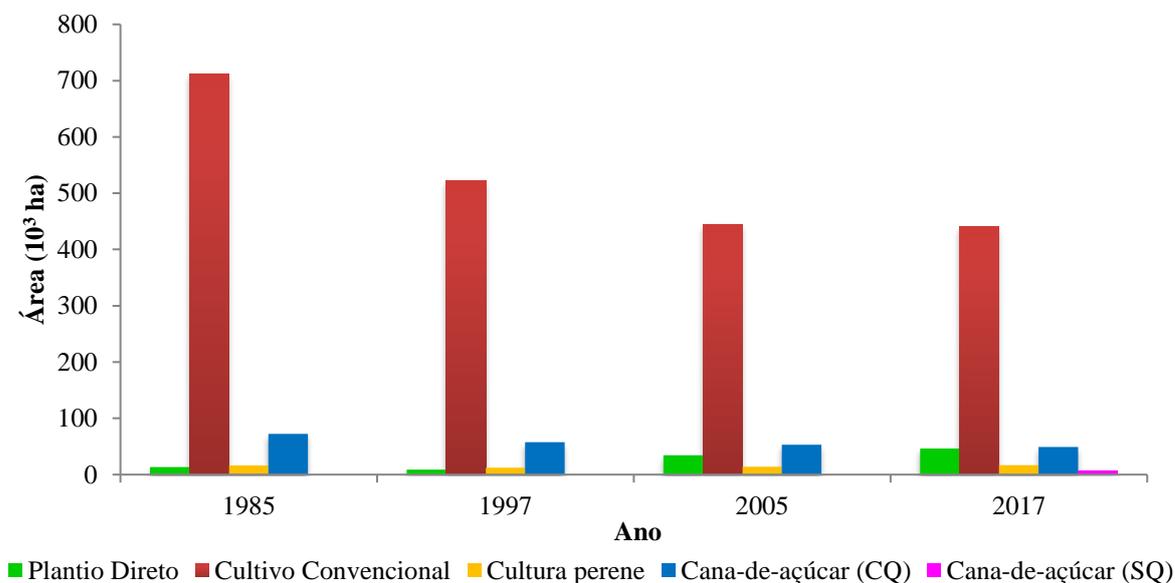


Fonte: Autor (2021).

De maneira geral, a categoria de uso agricultura, presente no bioma Mata Atlântica registrou redução significativa da área ocupada entre 1985 a 2017, sendo convertidas em outros usos antrópicos. Dos anos iniciais ao final pode-se observar que houve redução de 254,25 mil hectares da área destinada à agricultura. O sistema de cultivo convencional mesmo com redução de área continua predominando como principal uso do solo pela agricultura em

território de Mata Atlântica, com área estimada em 440,61, mil hectares em 2017, seguidos pelas classes de cultivo de cana-de-açúcar com queima (49,1 mil hectares) e pela conversão do cultivo convencional por sistema de plantio direto (46,12 mil hectares) (Figura 8).

Figura 8. Área (mil ha) ocupada pelo uso do solo com agricultura no bioma Mata Atlântica que constituí a BESF nos anos de 1985, 1997, 2005 e 2017.



Fonte: Autor (2021).

3.2 Mudanças nos estoques de carbono orgânico do solo

Os resultados das mudanças nos estoques de carbono orgânico para os períodos de 1985 a 2005 e 1997 a 2017 para sub-bacias e biomas são apresentados nas tabelas A1 e A2 que se encontram no Apêndice A. As Tabelas 4 e 5 apresentam os resultados do período de 1985 a 2017 por sub-bacias e biomas, respectivamente. De forma geral, a mudança nos estoques de COS na BESF entre 1985 a 2017, resultaram em um aumento de 0,72 Mt C ano⁻¹, com taxa média de 0,12 t C ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 4). Esse aumento no estoque de COS na BESF está associado ao aumento das áreas de plantio direto, de pastagens em boas condições e do aumento das áreas com colheita mecanizada (sem queima) da cana-de-açúcar. Estudos apontam que o acúmulo de C pode estar associado à adoção de sistema de plantio direto (DERPSCH et al., 2010; OGLE et al., 2019; WANG et al., 2020), colheita de cana-de-açúcar sem queima (CERRI et al., 2011; SIGNOR et al., 2014) e pastagens melhoradas (MAIA et al., 2009; BRAZ et al., 2013). O aumento significativo nos estoques de C do solo só é possível sob um sistema de manejo que reduz a degradação da matéria orgânica do solo (URQUIAGA et al., 2010; LAL, 2018). Desta forma, a adoção de práticas conservacionistas, como o sistema de plantio direto, além de reduzirem as emissões de CO₂ para a atmosfera, consideradas como

ferramentas de mitigação e adaptação as mudanças climática (LORENZ; LAL, 2016), apresentam grande potencial para o aumento da quantidade de carbono, em razão do aumento da produção de biomassa da planta acima e abaixo da terra (LAL, 2018; BAI et al., 2019), corroborando com o ganho de carbono ao longo do tempo analisado na BESF, tendo em vista a expansão das áreas que adotaram manejo conservacionista, como o plantio direto.

Entre as sub-bacias que compreendem a BESF, verifica-se que houve incremento no estoque de carbono do solo ao longo dos anos de 1985 a 2017 na maior parte das sub-bacias (oito das nove). A sub-bacia Médio São Francisco, a qual é composta pelos biomas Caatinga e Cerrado, registrou o maior ganho de C durante os 32 anos analisados, resultando em um aumento de 0,54 Mt C ha⁻¹, com taxa média de 0,22 t C ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 4). Esse aumento considerável no estoque de carbono durante o período de 1985 a 2017 está associado à expansão do sistema de plantio direto e da conversão dos sistemas de cultivo de cana-de-açúcar com colheita manual para mecanizada nas áreas dessa sub-bacia. O sistema de colheita da cana-de-açúcar, tradicionalmente utilizando a queima de resíduos como método de despalha pré-colheita, vem sendo gradativamente substituída pela colheita mecanizada, sem uso do fogo, reduzindo a emissão de gases do efeito estufa e garantindo incremento do teor e do estoque de carbono no solo (SIGNOR et al., 2014). No Brasil, estudos evidenciaram que com a conversão para o sistema de colheita da cana-de-açúcar sem uso do fogo aumenta a quantidade de C no solo (CANELLAS et al., 2003; LUCA et al., 2008; GALDOS; CERRI; CERRI, 2009; SIGNOR et al., 2014).

Tabela 4. Estimativas das mudanças nos estoques de Carbono e mudanças de área por sub-bacia que compreendem a Bacia Estendida do Rio São Francisco entre 1985 e 2017.

| Uso da terra | Área (10 ³ ha) * | Mudança de estoque de C (Mt C) | Mudança de Estoque de C por ano (Mt C ano ⁻¹) | Mudança de estoque de C por hectare ano (t C ha ⁻¹ ano ⁻¹) |
|---------------|-----------------------------|--------------------------------|---|---|
| Alto SF | 364,45 | 1,22 | 0,04 | 0,10 |
| Médio SF | 2427,99 | 17,35 | 0,54 | 0,22 |
| Submédio SF | 1149,49 | -2,18 | -0,07 | -0,06 |
| Baixo SF | 336,64 | 0,09 | 0,00 | 0,01 |
| Metropolitana | 155,43 | -0,20 | -0,01 | -0,04 |
| Jaguaribe | 1001,50 | 2,40 | 0,08 | 0,08 |
| Piranhas-Açu | 334,29 | 2,98 | 0,09 | 0,28 |
| Apodi | 430,42 | 0,46 | 0,01 | 0,03 |
| Paraíba | 32,73 | 0,82 | 0,03 | 0,78 |
| BESF | 6232,93 | 22,94 | 0,72 | 0,12 |

* Refere-se à área antropizada

Durante esse mesmo período a sub-bacia Piranhas-Açú, localizada integralmente no bioma Caatinga, apresentou o segundo maior ganho de C da BESF, sendo estimado aumento dos estoques de carbono em $0,09 \text{ Mt C ano}^{-1}$, com taxa média anual de $0,28 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 4), apesar de pequeno aumento na adoção de sistema de plantio direto. Porém, observa-se que a maior utilização da mecanização no cultivo da cana-de-açúcar e o uso do solo com pastagens naturais e em boas condições promoveram um aumento significativo no carbono orgânico na sub-bacia Piranhas-Açú. Já a sub-bacia Jaguaribe destacou-se com a terceira maior mudança do estoque de carbono no solo, com aumento estimado de $0,08 \text{ Mt C ano}^{-1}$ e uma taxa média anual de $0,08 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 4), sendo essa sub-bacia localizada no bioma Caatinga.

Vale ressaltar que ao longo dos anos de 1985 a 2017 duas sub-bacias apresentaram perdas de C no solo (Submédio SF e Metropolitana), apesar de que na maior parte dos casos a BESF tenha registrado ganho de C no solo. A principal estimativa de perda foi observada na sub-bacia do Submédio São Francisco, a qual apresentou redução de $0,07 \text{ Mt C ano}^{-1}$ nos estoques de carbono orgânico e taxa média de perda de $0,06 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Outra sub-bacia que contribuiu com perdas de C na BESF foi a Metropolitana, localizada no bioma Caatinga, sendo registrado uma redução ao longo dos anos de $0,01 \text{ Mt C ano}^{-1}$ (Tabela 4).

Os resultados das mudanças nos estoques de carbono orgânico do solo na BESF durante o período de 1985 a 2017 em relação aos diferentes biomas que a constitui são apresentados na Tabela 5. A BESF tem como bioma predominante em seu território a Caatinga, o qual apresentou perdas no estoque de carbono no solo entre os anos de 1985 e 2017, estimada em $0,04 \text{ Mt C ano}^{-1}$ e taxa média de perda equivalente a $0,01 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela 5). Apesar do crescimento da adoção de manejos conservacionistas, como o sistema de plantio direto, em áreas delimitadas pela Caatinga, não foi observado ganho de carbono no solo, o que sugere que a mudança de uso da terra por meio de práticas agrícolas não conservacionistas tem contribuído com perda de carbono desse bioma. Além de problemas de manejo, altas temperaturas e evapotranspiração, baixas e irregulares frequências de chuvas na região limitam a produção de biomassa vegetal, o que, entre outros fatores, prejudica os estoques de carbono orgânico do solo no semiárido (OLIVEIRA et al., 2015).

Tabela 5. Estimativas das mudanças nos estoques de Carbono e de área por biomas que compreendem a Bacia Estendida do Rio São Francisco, durante o período de 1985 a 2017.

| Biomassas | Área (10 ³ ha) | Mudança de estoque de C (Mt C) | Mudança de Estoque de C por ano (Mt C ano ⁻¹) | Mudança de estoque de C por hectare ano (t C ha ⁻¹ ano ⁻¹) |
|----------------|---------------------------|--------------------------------|---|---|
| Cerrado | 2125,08 | 18,29 | 0,57 | 0,27 |
| Caatinga | 3654,20 | -1,38 | -0,04 | -0,01 |
| Mata Atlântica | 453,64 | 6,03 | 0,19 | 0,42 |
| BESF | 6232,93 | 22,94 | 0,72 | 0,12 |

Fonte: Autor (2021).

A conversão da vegetação nativa em sistemas agrícolas, como o aumento progressivo no uso da terra com áreas de pastagens em más condições contribuiu com a perda de carbono do solo no bioma Caatinga da BESF. Na região semiárida do Brasil, Medeiros et al. (2021) estimaram redução substancial nos estoques de carbono orgânico do solo de 12% para 27% através da mudança no uso da terra de vegetação nativa (Caatinga) para pastagens nativas e plantadas, dependendo do tempo de uso e camada de solo, que geralmente representa perdas mais severas do que em outras regiões do país (MEDEIROS et al., 2021). Da mesma forma, estudos demonstram redução em menor proporção do carbono orgânico do solo, estimados entre 3 e 9% em pastagens degradadas em regiões tropicais, para camada de solo de 0-30 cm após 20 anos de pastagem (OGLE; CONANT; PAUSTIAN, 2004; MAIA et al 2009).

No semiárido brasileiro, estudo conduzido por Medeiros et al. (2020) demonstra que sistemas convencionais de cultivo que empregam cultivos anuais reduzem os estoques de carbono orgânico do solo entre 13 e 26%, dependendo do uso da terra, do tempo e da profundidade do solo, sendo esta região caracterizada por pequenos agricultores, com baixo poder aquisitivo e sem acesso adequado a técnicas mais racionais de uso do solo. Além disso, a prática de pastejo dos animais após a colheita resulta na remoção dos resíduos existente da colheita (SANTANA, 2015).

No período de 1985 a 2017, as mudanças de uso e cobertura da terra e sistemas de manejo no bioma Cerrado provocaram os maiores ganhos de carbono do solo entre os biomas que compreende a BESF, sendo estimado um ganho equivalente a 0,57 Mt C ano⁻¹, com mudanças médias de 0,27 t C ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 5). Esse aumento no carbono do solo corrobora com as mudanças de manejos que tem ocorrido ao longo dos anos, com a conversão

de sistemas agrícolas convencionais para sistemas conservacionistas e melhores manejos das pastagens nesse bioma, apesar do crescimento das áreas com pastagens em más condições.

Diversos estudos relatam o aumento dos estoques de carbono no solo do bioma Cerrado com a mudança de uso da terra. Em áreas de plantio direto, Araújo et al. (2017) encontraram aumento de 25,2% nos estoques de COS na camada de 0-20 cm em relação as áreas de Cerrado nativo. Campos et al. (2013) e Rossetti; Centurion (2015) reportaram acréscimo de 14,3% e 29,7%, respectivamente, após a mudança do tipo de cultivo, evidenciando ganhos nos estoques de carbono no solo mediante a conversão de cultivo convencional para sistema de plantio direto. Aumento dos estoques de carbono pela adoção do sistema de plantio direto também foram quantificados por Costa Júnior et al (2013), que quantificaram aumento a uma taxa anual de 1,23 Mg C ha⁻¹. Na região do Cerrado, as pastagens implantadas em substituição à vegetação nativa promovem a manutenção dos estoques de MOS, e aquelas submetidas a boas práticas de manejo, às vezes, permitem maior estocagem de C no solo do que sob a vegetação original (ROSCOE; BODDEY; SALTON, 2006). Ogle; Conant; Paustian (2004), usando meta-análise com um conjunto global de dados estimaram aumento de 17% no estoque de carbono orgânico no solo para pastagens melhoradas em regiões tropicais. Em estudo nas regiões da Amazônia e Cerrado do Brasil, Maia et al. (2009) encontraram em áreas de pastagens melhoradas aumento de 19% nos estoques de carbono.

Em relação ao bioma Mata Atlântica que tem menor representatividade territorial na BESF, assim como o bioma Cerrado apresentou ganho de C do solo durante os anos de 1985 a 2017. Estima-se que ao longo dos 32 anos analisados esse bioma obteve ganhos de 0,19 Mt C ano⁻¹ com as maiores taxas médias anuais entre os biomas, o equivalente a 0,42 t C ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 4). Da mesma forma que ocorreu no Cerrado da BESF, as áreas inseridas no Bioma Mata Atlântica, foram influenciadas de certa forma pelos sistemas mais conservacionistas que tem expandido seu uso do solo durante esse período, associadas aos maiores aportes de biomassa e manejo adequado do solo nas áreas cultivadas com esses sistemas agrícolas, que tem alta capacidade de acumular carbono combinados com mínimos distúrbios no solo que favorecem a proteção do carbono. Urquiaga et al. (2010) relatam que o aumento significativo nos estoques de C do solo só é possível sob um sistema de manejo que reduza a degradação da matéria orgânica do solo e contribua para o aumento de N no sistema solo-planta.

Diversos estudos têm mostrado incremento de carbono no solo por diferentes usos da terra no bioma Mata Atlântica. Paixão et al. (2006) relataram em um povoamento de eucalipto incremento médio de C na ordem de 12 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, sendo a parte aérea responsável por

67% desse estoque, as raízes por mais 21 % e os 12 % restantes estão relacionados com a MOS humificada. Em estudo no estado do Paraná, Sá et al. (2001) mostraram uma adição de C de 16,9 Mg ha⁻¹ para sistema de plantio direto e um decréscimo de 1,3 Mg ha⁻¹ para o cultivo convencional, em relação à vegetação nativa após 22 anos de cultivo. A conversão do sistema de cultivo da cana-de-açúcar no bioma Mata Atlântica da BESF ainda que em uma menor proporção que as áreas dos demais biomas, contribuem com o sequestro de carbono, depositando resíduos agrícolas na superfície do solo e, conseqüentemente reduzindo as emissões de GEE para a atmosfera (CERRI et al. 2004). No sul do Brasil, Feller (2001) relatou que uma média de 0,32 t C ha⁻¹ ano⁻¹ foi acumulado em 12 anos nos primeiros 20 cm de profundidade quando introduziu a colheita mecanizada em uma área de cana queimada. Apesar da Mata Atlântica se encontrar em sua maior parte sob intervenção antrópica, sob uso agrícola e sem grande parte da vegetação nativa original, destaca-se o elevado potencial de estocar carbono que esse bioma apresenta para os próximos anos (CARVALHO et al., 2010).

A adoção do sistema de plantio direto, aumento da área de pasto bem manejado, e da conversão do sistema de colheita de cana-de-açúcar com queima para o sistema mecanizado (sem queima), de maneira geral, resultaram em ganhos de COS na BESF, compensando as perdas de COS geradas pela ainda extensa área de cultivo convencional, e aumento das áreas de pasto mal manejado. Assim, estes resultados evidenciam a necessidade de se incentivar a adoção destas práticas ou sistemas conservacionistas, sobretudo, na região semiárida da BESF, a qual é reconhecida mais susceptível as perdas de carbono do solo. O cultivo convencional, no semiárido leva a 17% de perda de COS, enquanto no Cerrado e Mata Atlântica, as perdas são de 10 e 14%, respectivamente (MEDEIROS et al., 2020, MCTI, 2020a). Neste contexto, o desafio é difundir na Caatinga sistemas e práticas de manejo do solo, tais como, sistemas agroflorestais (MAIA et al., 2007; NOGUEIRA, 2009), consórcio de culturas (MAIA et al., 2019), que permitam elevar ou ao menos manter o carbono e matéria orgânica do solo. Tal desafio, no entanto, terá que lidar com a grande vulnerabilidade relacionada as condições de clima e solo da região, mas também, com a estrutura fundiária e limitações quanto ao nível educacional da população rural e a dificuldade de acesso a tecnologias e assistência técnica apropriada.

4 CONCLUSÃO

O principal sistema de uso da terra na BESF em extensão territorial é a vegetação nativa. No entanto, esse sistema tem sofrido reduções significativas ao longo dos anos, com áreas convertidas principalmente para pastagem e agricultura. Em relação aos biomas presentes na BESF, os resultados indicam que a Mata Atlântica sofreu maiores reduções (17,8%) na vegetação nativa no período de 1985 a 2017, seguida pelo bioma Cerrado (11,9%) e Caatinga (9,3%).

A categoria agricultura destaca-se como a principal atividade antrópica na BESF ocupando 22,2% do território, sendo o sistema de cultivo convencional o uso predominante, totalizando no ano de 2017 o equivalente a 12,6 milhões de hectares. Enquanto, a adoção de sistema de plantio direto na agricultura aumentou 8,2 vezes no período de 1985 a 2017. Vale ressaltar, o aumento da conversão de áreas cultivadas com cana-de-açúcar com queima para sistema mecanizado (sem queima). Constatação importante foi o intenso aumento das pastagens em más condições, ressaltando-se também o aumento de pastagens naturais e plantadas em boas condições.

De maneira geral, o presente estudo estimou aumento no estoque de carbono do solo durante o período de 1985 a 2017 equivalente a $0,72 \text{ Mt C ano}^{-1}$, com taxa média anual de $0,12 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. A sub-bacia do Médio São Francisco apresentou o maior aumento no estoque de carbono ao longo dos anos avaliados, apresentando acréscimo de $0,54 \text{ Mt C ha}^{-1}$, com fluxo anual durante o mesmo período de $0,78 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Porém, as sub-bacias Submédio São Francisco e Metropolitana apresentaram reduções nos estoques de carbono no mesmo período, o que está relacionada com a expansão dos sistemas de uso da terra não conservacionistas.

Os biomas Mata Atlântica e Cerrado apesar de apresentarem maiores proporções de conversão de áreas com vegetação nativa para ações antrópicas, apresentaram ganhos nos estoques de carbono do solo entre 1985 e 2017 equivalente a $0,19$ e $0,54 \text{ Mt C ha}^{-1}$, respectivamente. Já no bioma Caatinga foi estimado perdas no estoque de carbono do solo de $0,01 \text{ Mt C ha}^{-1}$ no período de 1985 a 2017. No entanto, a remoção da vegetação nativa contribui com as emissões de GEE e perdas de carbono, necessitando de práticas e manejos adequados por longos anos para que o COS perdido em curto período de tempo seja estocado no sistema solo-planta.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho teve como objetivo realizar um estudo abrangente sobre as emissões de gases do efeito estufa no setor agropecuário diante das mudanças climáticas atuais e futuras (2005 a 2017, 2021-30, 2031-40, 2041-50) e estimar as mudanças nos estoques de carbono no solo devido às mudanças de uso da terra e sistemas de manejo na Bacia Estendida do Rio São Francisco entre 1985 e 2017.

Para alcançar estes objetivos foram necessárias à construção de bancos de dados com informações pertinentes ao setor agropecuário (área colhida, produção e produtividade das culturas e rebanho animal), simulações de cenários climáticos futuros e dados de uso da terra.

As informações relacionadas ao setor agropecuário indicaram aumento da população animal durante a série histórica de 2005 a 2017; com crescimento da área colhida das principais culturas produzidas, destacando-se a área total colhida de soja e milho. As produções totais das culturas apresentaram aumento, refletindo em aumento de produtividade, porém, com rendimentos médios abaixo da média nacional e, portanto, necessário à adoção de tecnologias e manejos adequados associados a resultados econômicos, ambientais e sociais, que possam suprir as necessidades do setor na região da BESF. Tendo em vista que perdas significativas causadas pela intensificação de eventos climáticos extremos ocorreram durante o período de análise deste estudo. No entanto, cenários de mudanças do clima apontam tendência de aumento da população animal devido o potencial da produção de biomassa, além de potencial incremento na produtividade média das culturas quando comparadas ao cenário atual.

Diante dos resultados obtidos nesta pesquisa, observa-se que os processos agropecuários de fermentação entérica e solos agrícolas manejados são os maiores contribuintes nas emissões de gases do efeito estufa, sendo o metano (CH₄) o principal gás emitido. O aumento das emissões corrobora com o acréscimo na produção agropecuária do período analisando, tornando as emissões ainda mais preocupantes com as alterações climáticas que são observadas mundialmente, com a intensificação da produção agrícola para atender a demanda por alimentos em cenários futuros. No entanto, o setor agropecuário pode participar ativamente na mitigação das emissões, por meio da recuperação de pastagens degradadas e com tecnologias e manejo adequado do solo, atrelados a investimentos públicos e privados no setor.

A combinação de dados SIG (mapas do MapBiomass, mapa de carbono referência) com informações de Censos Agropecuários permitiu uma reclassificação com maior

detalhamento das categorias de uso da terra presentes na BESF, importantes para análise da dinâmica do uso da terra e da mudança dos estoques de carbono, além de fornecer informações importantes em relação as práticas de manejo do solo adotadas no decorrer dos períodos analisados, fundamentais para realização de estudos e subsídios para desenvolvimento de projetos agropecuários e ambientais. Vale ressaltar, a preocupante redução em extensão territorial no período de 1985 a 2017 de vegetação nativa da região, principalmente no bioma Mata Atlântica, quando se observa a proporção das reduções em relação aos demais biomas encontrados na BESF.

Verifica-se que diferentes sistemas de manejo agrícola e condições de pastagens possuem relação direta com a dinâmica do carbono do solo. Diante disto, observa-se que entre 1985 e 2017 houve acúmulo de COS na BESF, alcançado pela adoção de práticas conservacionistas, particularmente pelo aumento de áreas sob plantio direto e da conversão de áreas com cana-de-açúcar com colheita manual (com queima) para mecanizada (sem queima), além do aumento da área de pasto bem manejado, compensando assim as extensas áreas com práticas de cultivo convencional. Em relação aos biomas, é possível identificar ganhos de COS no Cerrado e na Mata Atlântica, enquanto na Caatinga, houve uma perda C entre 1985 e 2017. Portanto, verifica-se que os solos da região da BESF apresentam considerável potencial para sequestrar carbono atmosférico.

REFERÊNCIAS

- ALIDOUST, E.; AFYUNI, M.; HAJABBASI, M. A.; MOSADDEGHI, M. R. Soil carbon sequestration potential as affected by physical and climatic factors under different land uses in a semiarid region. **Catena**. v. 171, p. 62-71, 2018.
- ARAÚJO, F. S.; LEITE, L. F. C.; SOUZA, Z. M.; TORRES, J. L. R.; COSTA, A. S. H. B.; FERREIRA, A. H. C. Fertility and total organic carbon in Oxisol under different management systems in savannah of Piauí, Brazil. **Tropical and Subtropical Agroecosystems**. v. 20, p. 165-172, 2017.
- ASSAD, E. D.; PINTO, H. S.; MARTINS, S. C.; GROppo, J. D.; SALGADO, P. R.; EVANGELISTA, B.; VASCONCELLOS, E.; SANO, E. E.; PAVÃO, E.; LUNA, R.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A. Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey. **Biogeosciences**. v. 10, p. 6141-6160, 2013.
- BAKER, J. M.; OCHSNER, T. E.; VENTEREA, R. T.; GRIFFIS, T. J. Tillage and soil carbon sequestration – What do we really know? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 118, p. 1-5, 2007.
- BAI, X.; HUANG, Y.; REN, W.; COYNE, M.; JACINTHE, P.; TAO, B.; HUI, D.; YANG, J.; MATOCHA, C. Responses of soil carbon sequestration to climate-smart agriculture practices: A meta-analysis. **Global Change Biology**. v. 25, p. 2591-2606, 2019.
- BATJES, N. Organic carbon stocks in the soils of Brazil. **Soil Use Management**. v. 21, p. 22–24, 2005.
- BERNOUX, M., CARVALHO, M. C. S.; VOLKOFF, B., CERRI, C.C. Brazil's soil carbon stocks. **Soil Science Society of America Journal**. v. 66, p. 888–896, 2002.
- BORDONAL, R. O.; LAL, R.; RONQUIM, C. C.; FIGUEIREDO, E. B.; CARVALHO, J. L. N.; MALDONADO JR, W.; MILORI, D. M. B. P.; LA SCALA JR, N. Changes in quantity and quality of soil carbon due to the land-use conversion to sugarcane (*Saccharum officinarum*) plantation in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 240, p. 54-65, 2017.
- BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Relatório de Impacto Ambiental – RIMA: Projeto de integração do Rio São Francisco com bacias hidrográficas do Nordeste Setentrional. Brasília, 2004. Disponível em: <<http://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ProjetoRioSaoFrancisco/ArquivosPDF/documentostecnicos/RIMAJULHO2004.pdf>>, acesso em: 24 jan. 2021.
- BRAZ, S. P.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; GUIMARÃES, A. P. SANTOS, C. A.; SANTOS, S. C.; PINHEIRO, E. F. M.; BODDEY, R. M. Soil carbon stocks under productive and degraded *Brachiaria* pastures in the Brazilian Cerrado. **Soil Science Society of America Journal**. v. 77, p. 914-928, 2013.
- CAMPOS, L. P.; LEITE, L. F. C.; MACIEL, G. A.; BRASIL, E. L.; IWATA, B. F. Stocks and fractions of organic carbon in an Oxisol under different management systems. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 48, n. 3, p. 304-312, 2013.

CANELLAS, L. P.; VELLOSO, A. C. X.; MARCIANO, C. R.; RAMALHO, J. F. G. P.; RUMJANEK, V. M.; REZENDE, C. E.; SANTOS, G. A. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhicho e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. v. 27, p. 935-944, 2003.

CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R.; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. v. 34, p. 277-289, 2010.

CBHSF, Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Resumo Executivo do Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco 2016-2025. Alagoas, 2016. 300p.

CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; CERRI, C. E. P.; FELLER, C. Carbon cycling and sequestration opportunities in South America: the case of Brazil. **Soil Use and Management**. v. 20, p. 248-254, 2004.

CERRI, C. E. P.; FEIGL, B.; CERRI, C. C. Dinâmica da matéria orgânica do solo na Amazônia. In: SANTOS, G. de A.; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. de O. (Ed.). Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, p. 325-358. 2008.

CERRI, C. C.; GALDOS, M. V.; MAIA, S. M. F.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; POWLSON, D.; CERRI, C. E. P. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. **European Journal of Soil Science**. v. 62, p. 23-28, 2011.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar. – v. 5 – Safra 2018/19 – n.1. Brasília, 2018.

COSTA JUNIOR, C.; CORBEELS, M.; BERNOUX, M.; PÍCCOLO, M. C.; SIQUEIRA NETO, M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C.; SCOPEL, E.; LAL, R. Assessing soil carbon storage rates under no-tillage: Comparing the synchronic and diachronic approaches. **Soil & Tillage Research**. v. 134, p. 207-212, 2013.

DERPSCH, R.; FRIEDRICH, T.; KASSAM, A.; HONGWEN, L. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**. v. 3, p. 1-25, 2010.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília: EMBRAPA Produção de Informação; Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2003.

FAO, ITPS. Status of the World's Soil Resources (SWSR) - Main Report. 1–648 (Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, 2015).

FELLER, C. Efeitos da colheita sem queima da cana-de-açúcar sobre a dinâmica do carbono e as propriedades do solo. Piracicaba, FAPESP, 2001. 150 p.

GALDOS, M. V.; CERRI, C. C.; CERRI, C.E.P. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. **Geoderma**. v. 153, p. 347-352, 2009.

GOMES, L. C.; FARIA, M. R.; SOUZA, E.; VELOSO, G. V.; SCHAEFER, C. E. G.R.; FERNANDES FILHO, E. I. Modelling and mapping soil organic carbon stocks in Brazil. **Geoderma**. v. 340, p. 337-350, 2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapas de biomas e vegetação do Brasil. Brasília-DF: 2004. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agropecuário. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6722>. Acesso em: 29 dez. 2020a.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção Agrícola Municipal. SIDRA. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/5457>. Acesso em: 29 dez. 2020b.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agropecuário. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/784>. Acesso em: 29 dez. 2020c.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Agriculture, Forestry and Other Land Use. In: EGGLESTON, S., BUENDIA, L., MIWA, K., NGARA, T., TANABE, K., (Ed.). Hayama: Intergovernmental Panel on Climate Change/IGES, 2006. v.4.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**. v. 304, p. 1623–1627, 2004.

LAL, R. Managing Soils and Ecosystems for Mitigating Anthropogenic Carbon Emissions and Advancing Global Food Security. **BioScience**. v. 60, p. 708–721, 2010.

LAL, R. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global Change Biology**, v. 24, p. 3285–3301, 2018.

LAPIG. Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento. Atlas Digital das Pastagens Brasileiras. Disponível em: <<https://pastagem.org/atlas/map>>. Acesso em: 19 de setembro de 2020.

LORENZ, K.; LAL, R. Soil organic carbon — an appropriate indicator to monitor trends of land and soil degradation within the SDG Framework? Dessau-Roßlau, Germany: Umweltbundesamt. p. 52, 2016.

LUCA, E. F.; FELLER, C.; CERRI, C. C.; BARTHES, B.; CHAPLOT, V.; CAMPOS, D. C.; MANECHINI, C. Evaluation of physical properties and soil carbon and nitrogen stocks as affected by burning or green trash management of sugarcane. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. v. 32, p. 789-800, 2008.

MACEDO, M. C. M. Pastagens no ecossistema Cerrado: evolução das pesquisas para o desenvolvimento sustentável. In: SIMPOSIO SOBRE PASTAGENS NOS ECOSSISTEMAS BRASILEIROS: PESQUISAS PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTAVEL. 1995, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF: SBZ, p. 28 62, 1995.

MACEDO, M. C. M.; ARAÚJO, A. R. Sistemas de integração lavoura-pecuária: alternativas para recuperação de pastagens degradadas. In: BUNGENSTAB, D. J. (Ed.). Sistemas de

integração lavoura-pecuária-floresta: a produção sustentável. 2ed. Brasília, DF: Embrapa, p.27-48, 2012.

MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO FILHO, J. A. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. **Agroforestry Systems**. v. 71, p. 127-138, 2007.

MAIA, S.M.F.; OGLE, S.M.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**. v. 149, p. 84-91, 2009.

MAIA, S. M. F.; OTUTUMI, A. T.; MENDONÇA, E. S.; NEVES, J. C. L.; OLIVEIRA, T. S. Combined effect of intercropping and minimum tillage on soil carbon sequestration and organic matter pools in the semiarid region of Brazil. **Soil Research**. v. 57, p. 266-275, 2019.

MCTI. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa. Relatório de Referência – Setor Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas. Brasília, 2015. 343 p.

MCTI. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações. Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima - Volume IV. Relatório de Referência: Setor uso da terra, mudança do uso da terra e floresta. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2020.

MEDEIROS, A. S.; MAIA, S. M. F.; SANTOS, T. C.; GOMES, T. C. A. Soil carbon losses in conventional farming systems due to land-use change in the Brazilian semi-arid region. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 287, 2020.

MEDEIROS, A. S.; MAIA, S. M. F.; SANTOS, T. C.; GOMES, T. C. A. Losses and gains of soil organic carbon in grasslands in the Brazilian semi-arid region. **Scientia Agricola**. v. 78, n. 3, 2021.

MELLO, F. F. F.; CERRI, C. E. P.; DAVIES, C. A.; HOLBROOK, N. M.; PAUSTIAN, K.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V.; BERNOUX, M.; CERRI, C. C. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. **Nature Climate Change**. 4, p. 605-609, 2014.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Subsídios para a Elaboração do Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Caatinga. Brasília, 2011.

NOGUEIRA, R. S. Distribuição espacial de carbono, nutrientes e solo em Luvisolos sob sistemas agrícolas tradicionais e agroflorestais no município de Sobral-CE. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009, 156 p.

OGLE, S. M.; CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K. Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Environmental Management**. v. 33, p. 474-484, 2004.

OGLE, S. M.; ALSAKER, C.; BALDOCK, J.; BERNOUX, M.; BREIDT, F. J.; MCCONKEY, B.; REGINA, K.; VAZQUEZ-AMABILE, G. G. Climate and soil

characteristics determine where no-till management can store carbon in soils and mitigate greenhouse gas emissions. **Scientific Reports**. v. 9, 2019.

OLIVEIRA, S. P.; LACERDA, N. B.; BLUM, S. C.; ESCOBAR, M. E. O.; OLIVEIRA, T. S. Organic carbon and nitrogen stocks in soils of northeastern Brazil converted to irrigated agriculture. **Land Degradation & Development**. v. 26, p. 9-21, 2015.

OLIVEIRA, D. M. S.; PAUSTIAN, K.; DAVIES, C. A.; CHERUBIN, M. R.; FRANCO, A. L. C.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in south-central Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 228, p. 38–48, 2016.

PAIXÃO, F.A.; SOARES, C.P.B.; JACOVINE, L.A.G.; SILVA, M.L.; LEITE, H.G.; SILVA, G.F. Quantificação do estoque de carbono e avaliação econômica de diferentes alternativas de manejo em um plantio de eucalipto. **Revista Árvore**, v. 30, p. 411-420, 2006.

PAUSTIAN, K.; LENMANN, J.; OGLE, S.; REAY, D.; ROBERTSON, P.; SMITH, P. Climate-smart soils. **Nature**. v. 532, 2016.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>. 2021.

ROSCOE, R.; BODDEY, R. M.; SALTON, J. C. Sistemas de manejo e matéria orgânica do solo. In: ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; SALTON, J. C. (Org.). Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste. p.17-41, 2006.

ROSSETTI, K. V.; CENTURION, J. F. Estoque de carbono e atributos físicos de um Latossolo em cronosequência sob diferentes manejos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 19, n. 3, p. 252-258, 2015.

SÁ, J. C. M.; CERRI, C. C.; DICK, W. A.; LAL, R.; VENSKE FILHO, S. P.; PICCOLO, M. C.; FEIGL, B. E. Carbon sequestration in a plowed and no-tillage chronosequence in a Brazilian oxisol. In: STOTT, D.E.; MOHTAR, R. & STEINHARDT, G. eds. 10th International Soil Conservation Organization Meeting. USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, Purdue University, p. 466-471, 2001.

SAMPAIO, E. V. S. B.; COSTA, T. L. Estoques e fluxos de carbono no semiárido Nordeste: estimativas preliminares. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v. 6, p. 1275-1291, 2011.

SANTANA, M.S., 2015. Estoques de carbono e nitrogênio em solos do sertão pernambucano sob diferentes usos. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015, 61 p.

SANTOS, C. A.; REZENDE, C. P.; PINHEIRO, E. F. M.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic Forest region of Brazil. **Geoderma**. v. 337, p. 394-401, 2019.

SCHROEDER, P. E.; WINJUM, J. K. Assessing Brazil's carbon budget: I. biotic carbon pools. **Forest Ecology and Management**. v. 75, 77–86, 1995.

SEEG - Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa. Emissões do setor agropecuária: período 1970-2016. Documento de análise. p. 93, 2018.

SIGNOR, D.; ZANI, C. F.; PALADINI, A. A.; DEON, M. D.; CERRI, C. E. P. Estoques de carbono e qualidade da matéria orgânica do solo em áreas cultivadas com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. v. 38, p. 1402-1410, 2014.

URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R.; JANTALIA, C.P.; BODDEY, R.M. Variations in Soil Carbon Stocks and Greenhouse Gas Emissions in Tropical and Subtropical Regions of Brazil: A Critical Analysis. **Informações Agronômicas**. v. 130, p. 12-21, 2010.

VITHARANA, U. W. A.; MISHRA, U.; MAPA, R. B. National soil organic carbon estimates can improve global estimates. **Geoderma**. v. 337, p. 55-64, 2019.

WANG, H.; WANG, S.; YU, Q.; ZHANG, Y.; WANG, R.; LI, J.; WANG, X. No tillage increases soil organic carbon storage and decreases carbon dioxide emission in the crop residue-returned farming system. **Journal of Environmental Management**. v. 261, 2020.

ZOMER, R. J.; BOSSIO, D. A.; SOMMER, R.; VERCHOT, L. V. Global sequestration potential of increased organic carbon in cropland soils. **Scientific Reports**. v. 7, 2017.

APÊNDICE A.

Tabela A1. Estimativas das mudanças nos estoques de Carbono e mudanças de área por sub-bacia que compreendem a Bacia Estendida do Rio São Francisco, durante os períodos de 1985 a 2005, 1997 a 2017 e 1985 a 2017.

| Sub-bacia | Área (10 ³ ha) | Mudança de estoque de C (Mt C) | Mudança de Estoque de C por ano (t C ano ⁻¹) | Mudança de estoque de C por hectare ano (t C ha ⁻¹ ano ⁻¹) |
|-------------------|---------------------------|--------------------------------|--|---|
| Período 1985-2005 | | | | |
| Alto SF | 314,04 | 0,57 | 0,03 | 0,09 |
| Médio SF | 2337,22 | 8,35 | 0,42 | 0,18 |
| Submédio SF | 1141,29 | -0,11 | -0,01 | -0,01 |
| Baixo SF | 281,68 | 1,74 | 0,09 | 0,31 |
| Metropolitana | 175,38 | -0,01 | 0,00 | 0,00 |
| Jaguaribe | 1071,17 | 3,15 | 0,16 | 0,15 |
| Piranhas-Açu | 510,82 | 2,37 | 0,12 | 0,23 |
| Apodi | 417,88 | 0,42 | 0,02 | 0,05 |
| Paraíba | 158,75 | 0,53 | 0,03 | 0,17 |
| BESF | 6408,23 | 17,01 | 0,85 | 0,13 |
| Período 1997-2017 | | | | |
| Alto SF | 344,37 | -0,49 | -0,02 | -0,07 |
| Médio SF | 1944,73 | 13,71 | 0,69 | 0,35 |
| Submédio SF | 576,33 | -0,87 | -0,04 | -0,08 |
| Baixo SF | 212,86 | -0,94 | -0,05 | -0,22 |
| Metropolitana | 36,02 | 0,01 | 0,00 | 0,01 |
| Jaguaribe | 437,25 | 2,50 | 0,13 | 0,29 |
| Piranhas-Açu | 27,94 | 2,49 | 0,12 | 4,46 |
| Apodi | 69,10 | 1,15 | 0,06 | 0,83 |
| Paraíba | -33,13 | 0,08 | 0,00 | -0,12 |
| BESF | 3615,48 | 17,64 | 0,88 | 0,24 |
| Período 1985-2017 | | | | |
| Alto SF | 364,45 | 1,22 | 0,04 | 0,10 |
| Médio SF | 2427,99 | 17,35 | 0,54 | 0,22 |
| Submédio SF | 1149,49 | -2,18 | -0,07 | -0,06 |
| Baixo SF | 336,64 | 0,09 | 0,00 | 0,01 |
| Metropolitana | 155,43 | -0,20 | -0,01 | -0,04 |
| Jaguaribe | 1001,50 | 2,40 | 0,08 | 0,08 |
| Piranhas-Açu | 334,29 | 2,98 | 0,09 | 0,28 |
| Apodi | 430,42 | 0,46 | 0,01 | 0,03 |
| Paraíba | 32,73 | 0,82 | 0,03 | 0,78 |
| BESF | 6232,93 | 22,94 | 0,72 | 0,12 |

Fonte: Autor (2021)

Tabela A2. Estimativas das mudanças nos estoques de Carbono e mudanças de área por biomas que compreendem a Bacia Estendida do Rio São Francisco, durante o período de 1985 a 2005, 1997 a 2017 e 1985 a 2017.

| Biomas | Área (10 ³ ha) | Mudança de estoque de C (Mt C) | Mudança de Estoque de C por ano (t C ano ⁻¹) | Mudança de estoque de C por hectare ano (t C ha ⁻¹ ano ⁻¹) |
|-------------------|---------------------------|--------------------------------|--|---|
| Período 1985-2005 | | | | |
| Cerrado | 1989,54 | 9,92 | 0,50 | 0,25 |
| Caatinga | 4008,72 | -0,15 | -0,01 | 0,00 |
| Mata Atlântica | 409,97 | 7,24 | 0,36 | 0,88 |
| BESF | 6408,23 | 17,01 | 0,85 | 0,13 |
| Período 1997-2017 | | | | |
| Cerrado | 1825,28 | 8,78 | 0,44 | 0,24 |
| Caatinga | 1580,49 | 7,98 | 0,40 | 0,25 |
| Mata Atlântica | 209,71 | 0,88 | 0,04 | 0,21 |
| BESF | 3615,48 | 17,64 | 0,88 | 0,24 |
| Período 1985-2017 | | | | |
| Cerrado | 2125,08 | 18,29 | 0,57 | 0,27 |
| Caatinga | 3654,20 | -1,38 | -0,04 | -0,01 |
| Mata Atlântica | 453,64 | 6,03 | 0,19 | 0,42 |
| BESF | 6232,93 | 22,94 | 0,72 | 0,12 |

Fonte: Autor (2021)

APÊNDICE B.

Tabela A1. Área (mil ha) e proporção (%) em relação à área total das categorias de uso da terra por sub-bacias da BESF nos anos de 1985, 1997, 2005 e 2017.

| Sub-bacias | Uso da terra (10 ³ ha) | | | | | | | | | |
|---------------------------|-----------------------------------|-----------|----------------|---------------|----------------|----------------------|----------------|----------------|------------|---------|
| | Vegetação | Pastagens | | | Agricultura | | Cultura perene | Cana-de-açúcar | | Outros |
| | | Naturais | Boas condições | Más condições | Plantio Direto | Cultivo Convencional | | Com Queima | Sem Queima | |
| 1985 | | | | | | | | | | |
| Alto | 4549,77 | 474,27 | 675,83 | 35,57 | 114,52 | 539,89 | 3,21 | 116,19 | 0,00 | 64,38 |
| Médio | 20289,96 | 1380,61 | 1514,21 | 74,23 | 0,00 | 4379,36 | 182,46 | 464,37 | 0,00 | 559,49 |
| Submédio | 9418,73 | 1112,64 | 944,70 | 41,99 | 60,71 | 2974,87 | 82,16 | 352,90 | 0,00 | 275,89 |
| Baixo | 1707,91 | 702,37 | 893,93 | 0,00 | 20,51 | 1005,14 | 17,57 | 96,00 | 0,00 | 78,81 |
| Metropolitana | 1540,63 | 40,65 | 3,54 | 0,00 | 13,54 | 212,14 | 14,56 | 15,70 | 0,00 | 105,90 |
| Jaguaribe | 8829,45 | 562,48 | 48,91 | 0,00 | 120,25 | 1883,90 | 94,40 | 82,40 | 0,00 | 247,41 |
| Piranhas-Açu | 5217,41 | 683,37 | 21,14 | 0,00 | 10,82 | 2152,26 | 94,97 | 299,08 | 0,00 | 209,58 |
| Apodi | 2479,45 | 183,70 | 9,67 | 0,00 | 28,49 | 921,02 | 35,21 | 92,53 | 0,00 | 119,17 |
| Paraíba | 1213,33 | 354,34 | 14,76 | 0,00 | 8,05 | 796,96 | 22,10 | 136,32 | 0,00 | 44,55 |
| BESF (10 ³ ha) | 55246,64 | 5494,44 | 4126,69 | 151,78 | 376,89 | 14865,54 | 546,63 | 1655,50 | 0,00 | 1705,17 |
| % da área total | 65,6 | 6,5 | 4,9 | 0,2 | 0,4 | 17,7 | 0,6 | 2,0 | 0,0 | 2,0 |
| 1997 | | | | | | | | | | |
| Alto | 4532,88 | 519,78 | 814,79 | 70,24 | 135,12 | 330,82 | 15,13 | 93,69 | 0,00 | 61,19 |
| Médio | 19836,05 | 1580,92 | 1994,97 | 188,20 | 0,00 | 4016,31 | 311,25 | 386,85 | 0,00 | 529,66 |
| Submédio | 8788,11 | 1582,15 | 1208,19 | 86,30 | 56,17 | 2752,26 | 97,39 | 360,67 | 0,00 | 333,13 |
| Baixo | 1557,72 | 1007,05 | 1049,90 | 85,71 | 9,54 | 626,19 | 13,71 | 67,21 | 0,00 | 105,19 |

| | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|-----------------|----------------|----------------|---------------|----------------|-----------------|----------------|----------------|-------------|----------------|
| Metropolitana | 1432,03 | 51,90 | 5,13 | 0,00 | 20,96 | 278,50 | 35,92 | 27,12 | 0,00 | 94,87 |
| Jaguaribe | 8321,92 | 800,43 | 79,16 | 0,00 | 155,31 | 2063,42 | 143,93 | 114,35 | 0,00 | 190,59 |
| Piranhas-Açu | 4951,81 | 875,47 | 50,95 | 0,00 | 22,41 | 2218,92 | 98,27 | 301,94 | 0,00 | 166,86 |
| Apodi | 2147,82 | 245,11 | 17,04 | 0,00 | 41,62 | 1147,47 | 73,44 | 107,26 | 0,00 | 88,65 |
| Paraíba | 1155,70 | 486,61 | 36,63 | 0,00 | 14,77 | 723,91 | 9,48 | 127,00 | 0,00 | 36,30 |
| BESF (10³ ha) | 52724,03 | 7149,42 | 5256,76 | 430,45 | 455,91 | 14157,79 | 798,52 | 1586,09 | 0,00 | 1606,44 |
| % da área total | 62,6 | 8,5 | 6,2 | 0,5 | 0,5 | 16,8 | 0,9 | 1,9 | 0,0 | 1,9 |
| 2005 | | | | | | | | | | |
| Alto | 4240,30 | 478,05 | 779,80 | 98,32 | 254,20 | 504,60 | 78,25 | 80,29 | 0,00 | 59,79 |
| Médio | 18151,84 | 1455,52 | 2076,54 | 349,33 | 857,04 | 4672,24 | 541,24 | 380,55 | 0,00 | 360,72 |
| Submédio | 8284,80 | 1906,78 | 1317,41 | 242,68 | 165,87 | 2598,67 | 134,07 | 345,79 | 0,00 | 268,61 |
| Baixo | 1408,85 | 750,01 | 1363,65 | 159,09 | 48,53 | 558,05 | 21,48 | 116,40 | 0,00 | 96,21 |
| Metropolitana | 1385,32 | 73,70 | 7,54 | 2,51 | 9,43 | 305,01 | 57,52 | 19,80 | 0,00 | 85,83 |
| Jaguaribe | 7882,94 | 1530,28 | 156,51 | 52,17 | 55,20 | 1784,96 | 201,59 | 82,81 | 0,00 | 122,82 |
| Piranhas-Açu | 4781,97 | 1221,83 | 108,61 | 27,15 | 19,84 | 1964,38 | 166,76 | 263,88 | 0,00 | 134,20 |
| Apodi | 2101,43 | 477,60 | 39,80 | 13,27 | 18,41 | 902,28 | 159,91 | 77,23 | 0,00 | 79,30 |
| Paraíba | 1066,67 | 503,58 | 57,88 | 17,36 | 7,78 | 770,55 | 12,14 | 122,00 | 0,00 | 32,48 |
| BESF (10³ ha) | 49304,12 | 8397,35 | 5907,74 | 961,89 | 1436,31 | 14060,74 | 1372,94 | 1488,74 | 0,00 | 1239,94 |
| % da área total | 58,6 | 10,0 | 7,0 | 1,1 | 1,7 | 16,7 | 1,6 | 1,8 | 0,0 | 1,5 |
| 2017 | | | | | | | | | | |
| Alto | 4190,44 | 452,96 | 758,28 | 130,85 | 344,05 | 480,02 | 72,43 | 19,93 | 65,41 | 59,22 |
| Médio | 18077,96 | 1244,76 | 2081,08 | 564,03 | 2241,37 | 3432,98 | 473,37 | 171,02 | 214,60 | 343,82 |
| Submédio | 8283,82 | 1769,99 | 997,63 | 450,54 | 382,69 | 2561,10 | 190,10 | 324,65 | 42,74 | 261,40 |
| Baixo | 1356,61 | 1313,34 | 714,27 | 276,49 | 64,74 | 551,87 | 26,18 | 112,39 | 12,87 | 93,52 |
| Metropolitana | 1395,90 | 61,87 | 7,05 | 9,40 | 3,01 | 298,06 | 57,95 | 0,00 | 18,23 | 95,20 |
| Jaguaribe | 7969,88 | 1256,79 | 143,18 | 190,90 | 19,11 | 1892,34 | 206,28 | 0,00 | 85,24 | 105,52 |
| Piranhas-Açu | 4975,63 | 960,27 | 172,85 | 147,24 | 28,02 | 1840,14 | 199,97 | 152,16 | 95,26 | 117,07 |

| | | | | | | | | | | |
|---------------------------|----------|---------|---------|---------|---------|----------|---------|--------|--------|---------|
| Apodi | 2092,95 | 449,61 | 50,27 | 58,65 | 8,87 | 877,69 | 183,40 | 17,09 | 55,46 | 75,24 |
| Paraíba | 1196,16 | 354,50 | 93,84 | 72,98 | 14,28 | 699,56 | 13,08 | 88,83 | 28,21 | 29,03 |
| BESF (10 ³ ha) | 49539,35 | 7864,09 | 5018,45 | 1901,10 | 3106,15 | 12633,78 | 1422,76 | 886,07 | 618,02 | 1180,03 |
| % da área total | 58,9 | 9,3 | 6,0 | 2,3 | 3,7 | 15,0 | 1,7 | 1,1 | 0,7 | 1,4 |

Fonte: Autor (2021)