



*Opções de Mitigação de Emissões
de Gases de Efeito Estufa em
Setores-Chave do Brasil*



**MODELAGEM SETORIAL DE
OPÇÕES DE BAIXO CARBONO
PARA AGRICULTURA,
FLORESTAS E OUTROS USOS
DO SOLO (AFOLU)**

RÉGIS RATHMANN
(ORGANIZADOR)

***MODELAGEM SETORIAL
DE OPÇÕES DE BAIXO CARBONO PARA
AGRICULTURA, FLORESTAS E OUTROS
USOS DO SOLO (AFOLU)***

Brasília
Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações
ONU Meio Ambiente
2017

M689 Modelagem setorial de opções de baixo carbono para agricultura, florestas e outros usos do solo (AFOLU) / organizador Régis Rathmann. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, ONU Meio Ambiente, 2017.

400 p.: il. - (Opções de mitigação de emissões de gases de efeito estufa em setores-chave do Brasil)

ISBN: 978-85-88063-35-8

1. Mudanças climáticas. 2. Emissão de gases. 3. Agropecuária. 4. Políticas públicas - Emissão de gases - I. Rathmann, Régis. II. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. III. ONU Meio Ambiente. IV. Série.

CDU 551.583

Ficha catalográfica elaborada por: Lorena Nelza F. Silva – CRB-1/2474

Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e
Comunicações

Esplanada dos Ministérios, Bloco E

CEP: 70.067-900 – Brasília – DF

Tel.: +55 (61) 2033-7500

www.mcti.gov.br

ONU Meio Ambiente – Programa das Nações Unidas
para o Meio Ambiente

Casa da ONU – Complexo Sérgio Vieira de Mello

Setor de Embaixadas Norte, Quadra 802, Conjunto C,

Lote 17

CEP 70800-400 – Brasília/DF

Tel.: +55 (61) 3038-9233

web.unep.org/regions/brazil

República Federativa do Brasil

Presidente da República

Michel Temer

Ministro de Estado da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações

Gilberto Kassab

Secretário Executivo

Elton Santa Fé Zacarias

Secretário de Políticas e Programas de Pesquisa e Desenvolvimento

Jailson Bittencourt de Andrade

Diretor do Departamento de Políticas e Programas de Ciências

Sávio Túlio Oselieri Raeder

Coordenador-Geral do Clima

Márcio Rojas da Cruz

Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente - ONU Meio Ambiente

Diretor Executivo da ONU Meio Ambiente

Erik Solheim

Diretor Regional da ONU Meio Ambiente para América Latina e Caribe

Leo Heileman

Representante da ONU Meio Ambiente no Brasil

Denise Hamú

EQUIPE TÉCNICA DO MCTIC

Coordenador-Geral do Clima

Márcio Rojas da Cruz

Diretor Nacional do Projeto Opções de Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa em Setores-Chave do Brasil

Ricardo Vieira Araujo

Coordenador do Projeto Opções de Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa em Setores-Chave do Brasil

Antônio Marcos Mendonça

Coordenador Técnico do Projeto Opções de Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa em Setores-Chave do Brasil

Régis Rathmann

EQUIPE TÉCNICA

Andréa Nascimento de Araújo

Lidiane Rocha de Oliveira Melo

Marcela Cristina Rosas Aboim Raposo

Moema Vieira Gomes Corrêa (Diretora Nacional do Projeto até outubro de 2016)

Rodrigo Henrique Macedo Braga

Sonia Regina Mudrovitsch de Bittencourt

Susanna Erica Busch

EQUIPE ADMINISTRATIVA

Ana Carolina Pinheiro da Silva

Andréa Roberta dos Santos Campos

Maria do Socorro da Silva Lima

Ricardo Morão Alves da Costa

EQUIPE TÉCNICA DA ONU MEIO AMBIENTE

Francine Costa Vaurof

Patricia Taboada

Guilherme Sattamini

Maria Claudia Cambraia

AUTORES E COLABORADORES

Britaldo Silveira Soares Filho (Coordenador)

Alessandro Campos

Alexandre de Carvalho Koberle

Amanda Ribeiro

Fabiano Alvim

Juliana Leroy Davis

Raoni Rajão

Stoécio Maia

William Leles Souza Costa

Revisão

Anna Cristina de Araújo Rodrigues

Projeto Gráfico

Capitular Design Editorial

Editoração e diagramação

Phábrica de Produções:

Alecsander Coelho, Daniela Bissiguini,

Ércio Ribeiro, Icaro Bockmann, Marcel Casagrande,

Marcelo Macedo, Paulo Ciola, Kauê Rodrigues

e Rodrigo Alves



Sumário

INTRODUÇÃO	37
1 CONTEXTUALIZAÇÃO DO SETOR DE AFOLU	41
1.1 AGRICULTURA	41
1.2 PECUÁRIA.....	42
1.3 DEMANDA ENERGÉTICA DA AGROPECUÁRIA	43
1.4 FLORESTAS PLANTADAS	44
1.5 USO DA TERRA E MUDANÇAS DE USO DA TERRA	45
1.6 CONSOLIDAÇÃO DAS EMISSÕES DIRETAS DA AGROPECUÁRIA E USO DA TERRA, MUDANÇA NO USO DA TERRA E FLORESTAS.....	46
2 METODOLOGIA DA PLATAFORMA DE MODELAGEM DE USO, MUDANÇA NO USO DA TERRA E EMISSÕES DE GEE	49
2.1 DESCRIÇÃO GERAL.....	49
2.2 ALOCAÇÃO E EXPANSÃO DOS CULTIVOS AGRÍCOLAS E DE FLORESTAS PLANTADAS	53
2.2.1 Estimativa de rentabilidade	54
2.2.1.1 Estimativa de rentabilidade dos cultivos agrícolas	54
2.2.1.2 Estimativa de rentabilidade da floresta plantada.....	63
2.2.2 Aptidão e favorabilidade climática	70
2.2.2.1 Aptidão e favorabilidade climática dos cultivos.....	70
2.2.2.2 Aptidão e favorabilidade climática das florestas plantadas.....	80
2.2.2.3 Limitações da metodologia	82
2.3 MODELAGEM DE EVOLUÇÃO DO REBANHO	83
2.4 PROCEDIMENTOS PARA O CÁLCULO DAS EMISSÕES DE GEE	85
2.4.1 Emissões da agropecuária	85
2.4.1.1 Aplicação de fertilizantes nitrogenados sintéticos	86

2.4.1.2	Cultivo de arroz	87
2.4.1.3	Queima de resíduos da cana-de-açúcar	90
2.4.1.4	Resíduos das demais culturas agrícolas	91
2.4.1.5	Vinhaça aplicada como adubo	92
2.4.1.6	Fermentação entérica	93
2.4.1.7	Manejo de dejetos animais	94
2.4.1.8	Dejetos animais depositados em pastagem e aplicação de adubo animal	94
2.4.2	Emissões pela mudança no uso da terra	96
2.4.2.1	Emissões e remoções de CO ₂ pela biomassa	98
2.4.2.1.1	Vegetação NATIVA.....	98
2.4.2.1.2	Demais CATEGORIAS DE USO DA TERRA	99
2.4.2.1.3	Emissões e remoções de CO ₂ pelos solos	101
2.4.2.1.4	Emissões associadas à aplicação de calcário.....	104

3 CENÁRIO DE REFERÊNCIA PARA AS EMISSÕES DE GEE DO SETOR DE AFOLU..... 107

3.1	PRESSUPOSTOS E PROJEÇÕES DO CENÁRIO DE REFERÊNCIA	108
3.1.1	Agricultura	108
3.1.1.1	Pressupostos	108
3.1.1.1.1	Produção AGRÍCOLA	108
3.1.1.1.2	Produtividade agrícola	110
3.1.1.1.3	Área DE CULTIVOS AGRÍCOLAS	111
3.1.1.1.4	Sistemas DE MANEJO.....	111
3.1.1.1.5	Queima de resíduos agrícolas.....	114
3.1.1.1.6	Demanda DE CALCÁRIO, FERTILIZANTE NITROGENADO E VINHAÇA.....	114
3.1.2	Pecuária.....	126
3.1.2.1	Pressupostos	126
3.1.2.2	Projeções.....	127
3.1.3	Florestas plantadas.....	131
3.1.3.1	Pressupostos	131
3.1.3.1.1	Carvão vegetal	135
3.1.3.1.2	Celulose	137

3.1.3.1.3 Painéis DE MADEIRA E SERRADOS.....	137
3.1.3.1.4 Lenha	138
3.1.3.2 Projeções.....	141
3.1.4 Mudanças de uso da terra	142
3.1.4.1 Pressupostos	142
3.1.4.2 Projeções.....	144
3.1.5 Demanda de energia no setor agropecuário.....	149
3.1.5.1 Pressupostos e projeções por uso final de energia.....	149
3.1.5.1.1 Demanda de diesel.....	149
3.1.5.1.1.1 O diesel nas lavouras e a mecanização da agropecuária	149
3.1.5.1.1.2 O diesel na pecuária leiteira e na pecuária intensiva	150
3.1.5.1.1.3 O diesel na recuperação e adubação de pastagens	152
3.1.5.1.1.4 Sistemas conservacionistas e o consumo de diesel	153
3.1.5.1.2 Demanda elétrica	153
3.1.5.1.2.1 Eletricidade na irrigação	154
3.1.5.1.2.2 Eletricidade na pecuária leiteira	157
3.1.5.1.2.3 Eletricidade na pecuária intensiva.....	158
3.1.5.1.2.4 Eletricidade na avicultura: climatização e iluminação de granjas.....	158
3.1.5.1.3 Demanda de lenha.....	159
3.1.5.1.3.1 Secagem de grãos.....	159
3.1.5.1.3.2 Calefação na avicultura.....	160
3.1.5.1.4 Demanda de gás liquefeito de petróleo (GLP)	161
3.1.5.1.4.1 GLP na secagem de grãos.....	161
3.1.5.1.4.2 GLP na avicultura.....	162
3.1.5.2 Projeções consolidadas por fonte de energia.....	162
3.1.5.2.1 Projeção da demanda de diesel	163
3.1.5.2.2 Projeção da demanda de eletricidade.....	163
3.1.5.2.3 Projeção da demanda de lenha.....	164
3.1.5.2.4 Projeção da demanda de GLP.....	165
3.1.5.2.5 Projeção da demanda por energia final no setor agropecuário.....	165

3.2	CONSOLIDAÇÃO DAS EMISSÕES DE GEE RESULTANTES DAS ATIVIDADES AGROPECUÁRIAS E MUDANÇAS DE USO DA TERRA NO CENÁRIO REF	166
3.2.1	Emissões de óxido nitroso de solos agrícolas e de manejo de dejetos	166
3.2.2	Emissões de óxido nitroso e metano pela queima de resíduos agrícolas.....	169
3.2.3	Emissões de metano pelo cultivo de arroz	170
3.2.4	Emissões de metano pela fermentação entérica e manejo de dejetos animais .	170
3.2.5	Emissões de dióxido de carbono por mudanças de uso da terra	172
3.2.5.1	Biomassa.....	172
3.2.5.2	Solos.....	174
3.2.5.3	Balanco de emissões por mudanças no uso da terra.....	176
3.2.5.4	Uso de calcário nos solos.....	177
3.2.6	Emissões líquidas totais do setor de Afolu.....	177
3.2.7	Emissões pelo consumo energético do setor agropecuário.....	180
4	CENÁRIO DE BAIXO CARBONO PARA AS EMISSÕES DE GEE DO SETOR DE AFOLU	185
4.1	PRESSUPOSTOS E PROJEÇÕES DO CENÁRIO DE BAIXO CARBONO	186
4.1.1	Agricultura	186
4.1.1.1	Produção agrícola e área ocupada	186
4.1.1.2	Sistemas de manejo.....	186
4.1.1.2.1	Sistemas integrados.....	187
4.1.1.2.2	Plantio direto	188
4.1.1.2.3	Fixação biológica de nitrogênio	189
4.1.1.2.4	Consolidação dos pressupostos dos sistemas de manejo nos cenários REF e BC.....	190
4.1.1.3	Projeções.....	190
4.1.2	Pecuária.....	199
4.1.2.1	Pressupostos	199
4.1.2.1.1	Pecuária de corte	199
4.1.2.2	Projeções	202
4.1.3	Florestas plantadas.....	207
4.1.3.1	Pressupostos	207
4.1.3.1.1	Carvão vegetal	210

4.1.3.1.2	Lenha	210
4.1.3.1.3	Modelo de decaimento exponencial de madeira nativa para lenha....	211
4.1.3.2	Projeções	212
4.1.4	Mudanças de uso da terra	214
4.1.4.1	Pressupostos	214
4.1.4.2	Projeções	216
4.1.5	Demanda de energia do setor agropecuário.....	222
4.1.5.1	Pressupostos	222
4.1.5.1.1	Sistemas conservacionistas	222
4.1.5.1.1.1	Plantio direto	222
4.1.5.1.1.2	Sistemas integrados.....	225
4.1.5.1.1.3	Diferenças no manejo agrícola entre REF e BC.....	225
4.1.5.1.2	Biodiesel em máquinas agrícolas	227
4.1.5.1.3	Eficiência da iluminação na avicultura	229
4.1.5.1.4	Secagem de grãos	231
4.1.5.1.5	Eletricidade na irrigação	231
4.1.5.2	Projeções consolidadas por fonte de energia	234
4.1.5.2.1	Projeção da demanda de diesel.....	236
4.1.5.2.2	Projeção da demanda de eletricidade.....	236
4.1.5.2.3	Projeção da demanda de lenha	237
4.2	CONSOLIDAÇÃO DAS EMISSÕES DE GEE RESULTANTES DAS ATIVIDADES AGROPECUÁRIAS E MUDANÇAS DE USO DA TERRA NO CENÁRIO DE BAIXO CARBONO.....	238
4.2.1	Emissões de óxido nitroso de solos agrícolas e de manejo de dejetos	238
4.2.2	Emissões de óxido nitroso e metano pela queima de resíduos agrícolas.....	241
4.2.3	Emissões de metano pelo cultivo de arroz	241
4.2.4	Emissões de metano por fermentação entérica e manejo de dejetos animais.....	241
4.2.5	Emissões por mudanças de uso da terra	244
4.2.5.1	Biomassa.....	244
4.2.5.2	Solos	247
4.2.5.3	Balanco de emissões por mudanças no uso da terra.....	250
4.2.6	Emissões líquidas totais do setor de Afolu.....	251

4.2.7	Emissões pelo consumo energético do setor agropecuário.....	254
4.3	CUSTOS DE ABATIMENTO DAS OPÇÕES DE MITIGAÇÃO DE EMISSÕES DE GEE DO SETOR DE AFOLU	256
4.3.1	Redução do desmatamento	257
4.3.1.1	Desmatamento no Brasil.....	257
4.3.1.2	Estimativa de custos e receitas da redução do desmatamento	260
4.3.1.2.1	Custos com o Cadastro Ambiental Rural.....	260
4.3.1.2.2	Custo das ações de fiscalização	262
4.3.1.2.3	Custo pelo pagamento por serviços ambientais	265
4.3.1.2.4	Receita líquida com o desmatamento evitado	266
4.3.1.3	Emissões evitadas pela redução do desmatamento	269
4.3.1.4	Custo marginal de abatimento da redução do desmatamento	269
4.3.2	Recomposição da vegetação nativa.....	270
4.3.2.1	Restauração ambiental no Brasil.....	270
4.3.2.2	Opções de recuperação e restauração ambiental.....	270
4.3.2.3	Estimativa de custos e receitas da recomposição da vegetação nativa	273
4.3.2.4	Remoções obtidas pela expansão da recomposição da vegetação nativa.....	275
4.3.2.5	Custo marginal de abatimento da expansão da recomposição da vegetação nativa	275
4.3.3	Intensificação da pecuária bovina de corte.....	276
4.3.3.1	Custos e receitas da intensificação da pecuária	276
4.3.3.2	Emissões evitadas da intensificação da pecuária	278
4.3.3.3	Custo marginal e abatimento da pecuária	279
4.3.4	Agricultura de baixo carbono	279
4.3.4.1	Custos e receitas da adoção da fixação biológica de nitrogênio (FBN).....	280
4.3.4.2	Custos e receitas da adoção de sistema de plantio direto (SPD)	281
4.3.4.3	Emissões evitadas da agricultura de baixo carbono	285
4.3.4.3.1	Plantio direto.....	285
4.3.4.3.2	Fertilização biológica de nitrogênio.....	285
4.3.4.4	Custo marginal de abatimento da agricultura de baixo carbono	285
4.3.5	Florestas plantadas.....	286

4.3.5.1	Custo marginal das florestas plantadas	286
4.3.5.2	Remoções das florestas plantadas.....	287
4.3.5.3	Custo marginal de abatimento das florestas plantadas.....	289
4.3.6	Sistemas integrados.....	289
4.3.6.1	Lavoura nos sistemas integrados	289
4.3.6.2	Pecuária nos sistemas integrados	291
4.3.6.3	Florestas nos sistemas integrados.....	291
4.3.6.4	Custo marginal de abatimento dos sistemas integrados.....	292
4.3.7	Custos de abatimento das opções de baixo carbono para o consumo energético no setor agropecuário	292
4.3.7.1	Otimização da iluminação da avicultura.....	293
4.3.7.2	Biodiesel em máquinas agrícolas	294
4.3.7.3	Aumento da eficiência na irrigação.....	297
4.3.8	Curvas de custos marginais de abatimento	298
4.3.8.1	CMA das opções de abatimento relacionadas ao uso da terra e demanda de energia do setor agropecuário.....	298
5	SUBSÍDIOS PARA A ELABORAÇÃO DE INSTRUMENTOS DE POLÍTICA PÚBLICA VISANDO À ADOÇÃO DAS ATIVIDADES DE BAIXO CARBONO PELO SETOR DE AFOLU	301
5.1	BARREIRAS, COBENEFÍCIOS E INSTRUMENTOS ECONÔMICOS	303
5.2	BARREIRAS E COBENEFÍCIOS SOCIOCULTURAIS	309
5.3	BARREIRAS E COBENEFÍCIOS POLÍTICO-INSTITUCIONAIS	311
5.4	BARREIRAS E COBENEFÍCIOS CIENTÍFICO-TECNOLÓGICOS	316
5.5	SÍNTESE DOS SUBSÍDIOS À FORMULAÇÃO DE INSTRUMENTOS DE POLÍTICA PÚBLICA RELACIONADOS COM A ADOÇÃO DO CENÁRIO DE BAIXO CARBONO.....	320
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	325
	REFERÊNCIAS.....	331
	ANEXOS.....	357



Listas de tabelas,
figuras, quadro e
siglas e acrônimos

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Emissões dos Diferentes GEE Diretos por Atividades do Setor de Afolu em 2010 (GgCO ₂ e).....	46
Tabela 2 – Participação das Lavouras Temporárias Seleccionadas em Área Cultivada e Valor da Produção no Brasil	55
Tabela 3 – Participação das Lavouras Permanentes Seleccionadas em Área Cultivada e Valor da Produção no Brasil	56
Tabela 4 – Custos Envolvidos na Produção Madeireira	64
Tabela 5 – Critérios Hídricos e Térmicos Adotados para Produção dos Mapas de Aptidão Climática para Cada Cultivo.....	73
Tabela 6 – Indicadores Zootécnicos Utilizados no Modelo de Evolução de Rebanho Bovino	84
Tabela 7 – Fatores de Escala dos Diferentes Ecossistemas de Arroz.....	89
Tabela 8 – Fatores de Escala para Incrementos Orgânicos	89
Tabela 9 – Parâmetros Usados na Estimativa de Emissão de GEE na Queima da Cana-de-açúcar	91
Tabela 10 – Fatores Utilizados para a Determinação do N ₂ O Provenientes de Resíduos das Culturas	92
Tabela 11 – Fatores de Emissão de Metano (CH ₄) por Fermentação Entérica em kg/ano por Diferentes Espécies e Categorias.....	95
Tabela 12 – Fatores de Emissão de Metano (CH ₄) para Manejo de Esterco em kg/ano por Diferentes Espécies e Anos.....	95
Tabela 13 – Biomassa (ton C/ha) das Categorias de Uso da Terra por Bioma: Pastagens, Agricultura Anual, Florestas Plantadas, Áreas Urbanas e Reservatórios.....	100

Tabela 14 – Biomassa Média (ton C/ha) e Incremento Anual (ton C/ha/ano) para as Áreas de Agricultura Perene	100
Tabela 15 – Incremento Anual (ton C/ha/ano) Estabelecido para as Áreas de Regeneração	101
Tabela 16 – Fatores de Mudança do Estoque de Carbono de acordo com Mudança de Uso da Terra	104
Tabela 17 – Taxas Médias de Crescimento Quinquenal do VBP de Produtos da Agropecuária Projetadas pela Fipe/USP	109
Tabela 18 – Incrementos Anuais de Área nos Sistemas Propostos no Plano ABC	112
Tabela 19 – Evolução do Sistema de Plantio Direto no Brasil entre 2000 e 2012	112
Tabela 20 – Proporção do Sistema de Plantio Direto entre 2001 e 2013 em Relação à Área com Culturas Anuais Passíveis de Integrar Este Sistema	113
Tabela 21 – Doses de Adubação Nitrogenada (N) para as Culturas do Algodão, Arroz, Cana-de-açúcar, Feijão, Laranja, Milho e Trigo em Função da Expectativa de Produtividade	116
Tabela 22 – Projeção de Produção dos Cultivos Agrícolas (ton).....	118
Tabela 23 – Projeção de Produtividades (ton/ha)	118
Tabela 24 – Área Cultivada de acordo com as Projeções de Produção e Produtividade	119
Tabela 25 – Área Ocupada de acordo com as Projeções de Área Cultivada e Proporção das Safrinhas.....	119
Tabela 26 – Resumo das Doses Médias de Adubo Nitrogenado para as Culturas e Pastagens Recuperadas (ton de N/ha)	123
Tabela 27 – Resumo das Estimativas da Demanda Interna de Fertilizante Nitrogenado por Cultura Agrícola e Recuperação de Pastagens Degradadas (ton de N).....	124
Tabela 28 – Rebanho Total, Produção de Carne (Equivalente Carcaça), Lotação (Cabeças/Hectare), Área de Pastagem e Número de Animais por Sistema de Produção no Brasil para os Anos 2012 e 2050, no Cenário REF	128

Tabela 29 – Efetivo Bovino por Categorias nos Anos de 2012, 2035 e 2050 ...	129
Tabela 30 – Rebanho de Leite e Produção de Leite em 2012, 2035 e 2050....	130
Tabela 31 – Rebanho Suíno e Produção de Carne em 2012, 2035 e 2050.....	130
Tabela 32 – Rebanho de Aves de Corte e Produção de Carne em 2012, 2035 e 2050	130
Tabela 33 – Rebanho de Aves de Postura e Produção de Ovos em 2012, 2035 e 2050	130
Tabela 34 – Taxa Média de Crescimento Quinquenal do Consumo/ Produção dos Segmentos Madeireiros Modelados	133
Tabela 35 – Percentual do Consumo Brasileiro de Madeira <i>In Natura</i> de Floresta Plantadas por Segmento e Gênero em 2013	133
Tabela 36 – Projeção de Estoque de Madeira de Produtores Independentes segundo o Plano de Siderurgia.....	136
Tabela 37 – Volume de Madeira Produzido para Lenha com Origem em Florestas Plantadas (m ³)	139
Tabela 38 – Projeção das Áreas de Plantios Florestais Projetada (Hectares)	142
Tabela 39 – Área de Desmatamento Médio Anual (Km ²) por Bioma e Metas de Redução do Desmatamento e Área de Desmatamento, por Bioma, Consideradas no cenário REF	144
Tabela 40 – Recomposição da Vegetação Nativa (milhões de ha) no Cenário REF no Período de 2012 a 2050	144
Tabela 41 – Abrangência das Categorias de Uso da Terra nos Anos de 2012, 2035 e 2050 no Cenário REF	145
Tabela 42 – Matriz de Transição de Uso da Terra de 2012 a 2035 no Cenário REF	148
Tabela 43 – Matriz de Transição de Uso da Terra de 2035 a 2050 no Cenário REF	148
Tabela 44 – Consumo de Diesel por Tratores Usados Como Referência para Classes de Potência.....	150
Tabela 45 – Consumo Anual de Energia numa Fazenda Leiteira em Minas Gerais	151

Tabela 46 – Projeção da Área de Recuperação de Pastagens Total e através dos Diferentes Sistemas Convencional e Conservacionistas	152
Tabela 47 – Precipitação Média em Quatro Regiões do Brasil	154
Tabela 48 – Lâminas Médias de Irrigação Usadas na Estimativa do Consumo de Energia dos Sistemas de Irrigação.....	155
Tabela 49 – Consumo de Eletricidade por Hectare e Lâmina Aplicada dos Sistemas de Irrigação Encontrados no Brasil	155
Tabela 50 – Consumo Elétrico por Processo numa Fazenda Industrial com 350 Cabeças de Gado Leiteiro.....	157
Tabela 51 – Relação dos Equipamentos Utilizados no Sistema de Produção de Leite.....	157
Tabela 52 – Teor de Umidade dos Grãos no Momento da Colheita	159
Tabela 53 – Energia Primária em Lenha Necessária para Secagem de 1 t de Grãos	160
Tabela 54 – Produção Brasileira de Grãos em Toneladas em 2010	160
Tabela 55 – Demanda de Energia pelos Subsetores do Setor Agropecuário no Cenário REF (TJ)	162
Tabela 56 – Emissões Anuais do Setor e Seus Subsetores, em Gg de CO ₂ e, no Cenário REF	179
Tabela 57 – Fatores de Emissão de GEE por Combustível (kg/TJ)	180
Tabela 58 – Fatores de Conversão para GWP.....	180
Tabela 59 – Fator de Emissão Anual do Grid Brasileiro em kgCO ₂ /MWh.....	181
Tabela 60 – Projeção do Fator de Emissão do Grid Brasileiro (tCO ₂ e/GWh)	181
Tabela 61 – Projeção das Emissões de GEE Decorrentes do Consumo de Energia no Setor Agropecuário Brasileiro (MtCO ₂ e).....	182
Tabela 62 – Projeção de Produção dos Cultivos Agrícolas (ton) de Acordo com o Cenário Macroeconômico Fipe e Projeções de Demanda por Biocombustíveis da Coppe	191
Tabela 63 – Área Cultivada de acordo com as Projeções de Produção e Produtividade do Cenário BC	191

Tabela 64 – Área Ocupada de acordo com as Projeções de Área Colhida e Proporção das Safrinhas no Cenário BC	192
Tabela 65 – Resumo das Áreas (ha) com Culturas Anuais Passíveis de Integrar Sistemas Conservacionistas (SPD e SI) e Projeções da Adoção de Plantio Direto e Sistemas Integrados	193
Tabela 66 – Resumo das Estimativas da Demanda Interna de Fertilizante Nitrogenado por Cultura Agrícola e Recuperação de Pastagens Degradadas no Cenário BC (ton de N).....	196
Tabela 67 – Emissões de CH ₄ , em Gramas por Dia, Acumulado até Abate, Gramas por Quilograma de Peso Vivo (PV) e em Quilogramas por Ano, Ganho Médio Diário (GMD) e Dias até Abate dos Animais.....	200
Tabela 68 – Efetivo Bovino nos Anos de 2012, 2035 e 2050 segundo as Projeções do Cenário BC.....	204
Tabela 69 – Rebanho Total, Produção de Carne (equivalente carcaça), Lotação (cabeças/hectare), Área de Pastagem e Número de Animais por Sistema de Produção no Brasil para os Anos 2012 e 2050, nos Cenários REF e BC.....	204
Tabela 70 – Distribuição dos Bovinos de Corte em Diferentes Sistemas de Pastagens	206
Tabela 71 – Taxa Média de Crescimento Anual do Consumo/Produção dos Segmentos Madeireiros Modelados.....	207
Tabela 72 – Projeção do Consumo de Carvão Vegetal no Brasil (em milhões de toneladas)	210
Tabela 73 – Série Histórica da Média entre a Base de Dados do IBGE-PEVS e da IBÁ/BEN.....	211
Tabela 74 – Modelo Utilizando uma Função de Decaimento Exponencial Proporção entre a Quantidade de Madeira de Origem Nativa e a Quantidade Total de Madeira Consumida para Lenha no Brasil.....	212
Tabela 75 – Dinâmica das Áreas de Plantios Florestais Projetada (mil hectares).....	214
Tabela 76 – Área de Desmatamento Médio Anual (Km ²) por Bioma, Metas de Redução do Desmatamento e Área de Desmatamento, por Bioma, Consideradas nos Cenários REF e BC.....	216

Tabela 77 – Recomposição da Vegetação Nativa no Cenário BC no Período de 2012 a 2050	216
Tabela 78 – Abrangência das Áreas das Categorias de Uso da Terra nos Anos 2012, 2035 e 2050 no Cenário BC	217
Tabela 79 – Matriz de Transição de Uso da Terra de 2012 a 2035 no Cenário BC.....	217
Tabela 80 – Matriz de Transição de Uso da Terra de 2035 a 2050 no Cenário BC	218
Tabela 81 – Consumo de Diesel nas Lavouras Passíveis de Adoção de Sistemas Integrados	223
Tabela 82 – Consumo de Eletricidade para Irrigação nas Lavouras Passíveis de Adoção de Sistemas Integrados	224
Tabela 83 – Redução no Consumo de Eletricidade no Setor Agropecuário Brasileiro pela Implementação de Plantio Direto no Cenário BC (GWh)	225
Tabela 84 – Diferença das Áreas sob Diferentes Manejos Agrícolas entre o Cenário BC e REF (mil hectares)	226
Tabela 85 – Consumo Específico de Diesel de Sistemas Integrados (GJ/ha)....	226
Tabela 86 – Projeção da Demanda Adicional de Diesel dos Sistemas Integrados no Cenário BC. Valores Positivos Indicam Aumento no Cenário BC (GJ).....	227
Tabela 87 – Demanda Estimada de Diesel pelos Principais Cultivos Consumidores (m ³ /ano).....	228
Tabela 88 – Medidas de Baixo Carbono na Iluminação de Aviários.....	230
Tabela 89 – Consumo de Eletricidade para Iluminação na Avicultura (GWh) nos Cenários REF e BC.....	230
Tabela 90 – Energia Primária em Lenha (MJ) Necessária para Secagem de 1 t de Grão. Eficiências Utilizadas Foram de 40%.....	231
Tabela 91 – Consumo Específico de Eletricidade por Sistemas de Irrigação no Brasil nos Cenários REF e BC	233
Tabela 92 – Demanda de Energia pelos Subsetores do Setor Agropecuário no Cenário BC (TJ)	234

Tabela 93 – Emissões Anuais de Afolu e Seus Subsetores, em GgCO ₂ e, no Cenário BC e Variação Percentual das Emissões em relação ao Cenário REF em 2050	253
Tabela 94 – Fator de Emissão Anual do Grid Brasileiro em kgCO ₂ /MWh.....	254
Tabela 95 – Projeção das Emissões Fósseis Diretas do Setor Agropecuário Brasileiro no Cenário BC.....	255
Tabela 96 – Estimativa da Distribuição do Desmatamento na Amazônia (Prodes/Inpe), Cerrado (Lapig/UFG), Mata Atlântica, Pampas, Caatinga e Pantanal (HANSEN et al., 2014) e os Instrumentos de Redução do Desmatamento Apropriados	259
Tabela 97 – Custo de Implementação, Monitoramento e Autuação do Cadastro Ambiental Rural por Propriedade.....	261
Tabela 98 – Custos por Instrumento e Receitas Provindas do Desmatamento Evitado em Áreas de Manejo Florestal Sustentável na Amazônia.....	269
Tabela 99 – Resultados em Termos de Áreas Restauradas, Remoções Acumuladas e Respectivos Custos Totais.....	276
Tabela 100 – Custos de Manutenção de Pastagens em Sistemas Intensivos – R\$/hectare	277
Tabela 101 – Custos de Formação de Pastagens de <i>Brachiaria sp.</i> em Sistema Integrado – R\$/hectare.....	277
Tabela 102 – Custos de Formação de Pastagens de <i>Panicum maximum</i> em Sistema Convencional – R\$/hectare.....	277
Tabela 103 – Custos de Implantação e Manutenção de um Confinamento de Bovinos de Corte – R\$/bovino.....	278
Tabela 104 – Custo das Doses de Inoculantes (Média Anual) em Diversos Estados do Brasil em 2013, 2014 e 2015	280
Tabela 105 – Custo da Tonelada de Ureia e Sulfato de Amônio nos Principais Estados Produtores Agrícolas do Brasil e Custo do Kg de N de Adubos Químicos Sintéticos.....	281
Tabela 106 – Custo de Produção Médio (R\$/ha) das Diferentes Culturas no Sistema de Plantio Direto e Cultivo Convencional.....	281

Tabela 107 – Variação dos Níveis de Produtividade (%) do Cultivo Convencional em Relação ao Sistema de Plantio Direto para as Diferentes Culturas	283
Tabela 108 – Valores de Mercado das Culturas	283
Tabela 109 – Receitas Totais e por Hectare nos Sistemas de Plantio Direto e Cultivo Convencional entre 2012 e 2050	284
Tabela 110 – Custos Envolvidos na Produção Madeireira de Projetos Florestais	287
Tabela 111 – Receitas Totais da Parte Agrícola nos Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) e Integração Lavoura-Pecuária (ILP).....	290
Tabela 112 – Parâmetros Técnico-Econômicos de Lâmpadas	293
Tabela 113 – Potencial e Custo de Mitigação de GEE por Cada Medida de BC para o Período 2015-2050	294
Tabela 114 – Nova Capacidade de Produção de Biodiesel para Substituir 50% da Demanda de Diesel	295
Tabela 115 – Custos de Produção de Biodiesel por Diversas Rotas Tecnológicas.....	296
Tabela 116 – Potencial de Abatimento e Custos das Medidas de BC Relacionadas ao Setor de Afolu	298
Tabela 117 – Potencial de Abatimento e Custos por Medida Relacionadas com a Demanda de Energia do Setor Agropecuário	298
Tabela A1 – Total de Dados sobre Custo de Produção das Diferentes Culturas nos Sistemas de Plantio Direto e Cultivo Convencional em Diferentes Municípios Provenientes da Base de Dados da Conab	395
Tabela A2 – Produtividades (t/ha) das Culturas nos Sistemas de Plantio Direto (SPD) e Cultivo Convencional (CC) de 2012 a 2050	396

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Estrutura Espacial do Projeto.....	51
Figura 2 – Uso da Terra em 2012 Construído Como Entrada para Otimizagro	52
Figura 3 – Integração de Variáveis para Geração de Probabilidade de Alocação.....	53
Figura 4 – Cálculo de Rentabilidade.....	54
Figura 5 – Prevalência do Café Arábica e Robusta (Conilon) por Município (IBGE, 2006).....	56
Figura 6 – Rentabilidade dos Principais Produtos Agrícolas em 2010	62
Figura 7 – Superfície do Custo Unitário de Transporte Rodoviário de (A) Carvão Vegetal; (B) Madeira para Celulose e Papel; (C) Madeira para Painéis de Madeira Reconstituídos; e (D) para Madeira Serrada	66
Figura 8 – Principais Centros Industriais Consumidores e Malha Rodoviária	67
Figura 9 – Estimativa do VPL, Consolidado, para a Atividade Florestal no Brasil com Finalidade de Produção de Carvão Vegetal, Celulose, Painéis de Madeira Reconstituída e Madeira Serrada.....	68
Figura 10 – Estimativa do VAE, Consolidado, para a Atividade Florestal no Brasil com Finalidade de Produção de Carvão Vegetal, Celulose, Painéis de Madeira Reconstituída e Madeira Serrada	69
Figura 11 – Etapas Metodológicas.....	71
Figura 12 – Déficit Hídrico e Excedente Hídrico Anual Simulados pelo Modelo BHC para uma Capacidade de Água Disponível Igual a 100 mm	72
Figura 13 – Rendimento da Produção (quilogramas/hectares) por Cultivo para o Ano 2010 (IBGE)	74
Figura 14 – Aptidão Climática para as Culturas da Soja, Cacau, Trigo e Algodão	76

Figura 15 – Favorabilidade Climática para os Cultivos Estudados.....	79
Figura 16 – Variáveis Climáticas, Mapas (A) Temperatura Média, (B) Precipitação Total Anual e (C) Déficit Hídrico Anual	80
Figura 17 – Favorabilidade Climática Simulada para Plantios Florestais....	81
Figura 18 – Biomassa da Vegetação Original (ton C/ha) de acordo com AGUIAR et al., 2015.....	99
Figura 19 – Mapa do Estoque de Carbono Original (Referência) no Solo Reproduzido a partir da Metodologia de BERNOUX et al., 2001.....	102
Figura 20 – Consumo Brasileiro de Calcário entre 1992 e 2013	115
Figura 21 – Relação de Quilograma de Calcário Utilizado por Tonelada de Produto Agrícola.....	115
Figura 22 – Projeção de Expansão do Plantio Direto no Cenário REF	120
Figura 23 – Projeção de Expansão dos Sistemas Integrados no Cenário REF	121
Figura 24 – Projeção de Recuperação de Pastagens Degradadas Incluindo a Parcela a Ser Recuperada Via Sistemas Integrados no Cenário REF	122
Figura 25 – Projeção de Área com Fertilização Biológica de Nitrogênio no Cenário REF	122
Figura 26 – Projeção para Consumo Interno Total de Fertilizantes Nitrogenados no País no Cenário REF	124
Figura 27 – Projeção de Nitrogênio Que Serão Aportadas ao Solo Via FBN no Cenário REF	125
Figura 28 – Projeção de Demanda de Calcário Agrícola até 2050 no Cenário REF	125
Figura 29 – Projeção de Bovinos Totais e de acordo com o Nível de Intensificação (Cenário REF).....	128
Figura 30 – Área de Pastagem a Ser Adubada no Cenário REF	129
Figura 31 – Evolução do Rendimento Gravimétrico Fonte: CGEE/MDIC (2014)	135

Figura 32 – Evolução da Produtividade dos Plantios Florestais.....	136
Figura 33 – Projeção da Demanda de Lenha para Consumo Final Energético	138
Figura 34 – Proporção de Madeira Consumida Como Lenha com Origem em Extração Vegetal	140
Figura 35 – Proporção de Madeira Consumida Como Lenha com Origem em Extração Vegetal.....	140
Figura 36 – Projeção de Consumo de Madeira de Plantios Florestais por Finalidade – 2012-2050	141
Figura 37 – Área Total de Floresta Plantada no Período de 2012 a 2050.....	142
Figura 38 – Mapa de Uso da Terra do Brasil em 2012 (Cenário REF).....	145
Figura 39 – Mapa de Uso da Terra do Brasil em 2035 (Cenário REF).....	146
Figura 40 – Mapa de Uso da Terra do Brasil em 2050 (Cenário REF).....	147
Figura 41 – Projeção da Demanda de Diesel no Setor Agropecuário Brasileiro	163
Figura 42 – Projeção da Demanda de Eletricidade do Setor Agropecuário	164
Figura 43 – Projeção da Demanda de Lenha no Setor Agropecuário	164
Figura 44 – Projeção da Demanda de GLP no Setor Agropecuário	165
Figura 45 – Projeção da Demanda de Energia Final no Setor Agropecuário Brasileiro para o Cenário REF	165
Figura 46 – Projeção da Participação dos Vetores Energéticos no Cenário REF	166
Figura 47 – Emissões de N ₂ O Devido ao Uso de Fertilizantes Nitrogenados no Cenário REF	167
Figura 48 – Emissões de N ₂ O Devido à Incorporação dos Resíduos de Colheita ao Solo no Cenário REF	167
Figura 49 – Emissões de N ₂ O pelo Uso de Vinhaça no Cenário REF	168
Figura 50 – Emissões de N ₂ O pela Deposição de Dejetos Animais em Pastagens e Uso de Adubo de Bovinos e Outros Animais no Cenário REF	168

Figura 51 – Emissões de N ₂ O pelo Manejo de Dejetos no Cenário REF.....	169
Figura 52 – Emissões de N ₂ O e CH ₄ pela Queima da Palha de Cana-de-açúcar no Cenário REF	169
Figura 53 – Emissões de CH ₄ pelo Cultivo de Arroz no Cenário REF	170
Figura 54 – Emissões de CH ₄ por Fermentação Entérica no Cenário REF	171
Figura 55 – Emissões de CH ₄ por Manejo de Dejetos Animais no Cenário REF	171
Figura 56 – Emissões de CO ₂ por Desmatamento no Cenário REF.....	172
Figura 57 – Remoções de CO ₂ por Recomposição da Vegetação Nativa no Cenário REF	173
Figura 58 – Emissões e Remoções de CO ₂ por Desmatamento, Recomposição da Vegetação Nativa e Expansão da Agricultura e Silvicultura no Cenário REF.....	173
Figura 59 – Balanço Total de Emissões de CO ₂ da Biomassa por Mudanças de Uso da Terra no Cenário REF.....	174
Figura 60 – Balanço Total de Emissões de CO ₂ dos Solos por Mudanças de Uso da Terra no Cenário REF	175
Figura 61 – Emissões de CO ₂ dos Solos por Expansão das Áreas Agrícolas no Cenário REF.....	175
Figura 62 – Remoções de CO ₂ pelos Solos por Recuperação das Pastagens Degradadas no Cenário REF	176
Figura 63 – Balanço das Emissões de CO ₂ pela Biomassa e Remoções pelos Solos na REF.....	176
Figura 64 – Emissões de CO ₂ pela Adição de Calcário aos Solos na REF.....	177
Figura 65 – Emissões da Agricultura em Milhares de Gg de CO ₂ e segundo as Projeções da REF.....	178
Figura 66 – Emissões da Pecuária em Milhares de Gg de CO ₂ e segundo as Projeções da REF.....	178
Figura 67 – Projeção das Emissões de GEE do Setor Agropecuário Brasileiro (Mt CO ₂ e).....	181

Figura 68 – Área Colhida de Cana-de-açúcar nos Cenários REF e BC	192
Figura 69 – Projeção de Expansão dos Sistemas Integrados no Cenário BC	194
Figura 70 – Área de Sistemas Integrados nos Cenários REF e BC.....	194
Figura 71 – Área com Plantio Direto nos Cenários REF e BC	195
Figura 72 – Projeção do Consumo Interno Total de Fertilizantes Nitrogenados no País nos Cenários REF e BC.....	196
Figura 73 – Projeção de Área com Fertilização Biológica de Nitrogênio nos Cenários REF e BC.....	197
Figura 74 – Projeção de Nitrogênio Aportado ao Solo Via FBN nos Cenários REF e BC	197
Figura 75 – Produção de Vinhaça nos Cenários REF e BC	198
Figura 76 – Projeção de Demanda de Calcário Agrícola até 2050 no Cenário REF	198
Figura 77 – Projeção de Bovinos de acordo com o Nível de Intensificação, no Brasil, no Cenário BC.....	203
Figura 78 – Projeção do Rebanho nos Cenários REF e BC.....	204
Figura 79 – Projeção de Recuperação de Pastagens Degradadas Incluindo a Parcela a Ser Recuperada Via Sistemas Integrados no Cenário BC	205
Figura 80 – Área com Recuperação de Pastagens Degradadas nos Cenários REF e BC	205
Figura 81 – Área de Pastagem a Ser Adubada nos Cenários REF e BC.....	206
Figura 82 – Análise de Variância Anova.....	211
Figura 83 – Proporção entre a Quantidade de Madeira de Origem Nativa e a Quantidade Total de Madeira Consumida para Lenha no Brasil (2012-2050) Simulada	212
Figura 84 – Consumo de Madeira <i>In Natura</i> de Plantios Florestais Projetado no Cenário BC - 2012-2050.....	213
Figura 85 – Consumo de Madeira <i>In Natura</i> de Plantios Florestais Projetado no Cenário REF e BC - 2012-2050.....	213

Figura 86 – Área Total de Floresta Plantada nos Cenários REF e BC	214
Figura 87 – Mapa de Uso da Terra do Brasil em 2012	218
Figura 88 e Figura 89 – Mapa de Uso do Solo do Brasil em 2035 (Cenário REF – acima; BC – abaixo)	219
Figura 90 e Figura 91 – Mapa de Uso do Solo do Brasil em 2050 (Cenário REF – acima; BC – abaixo)	220
Figura 92 – Sudoeste de São Paulo, Região do Xingu e Fronteira Piauí/ Ceará nos Cenários REF e BC em 2050	221
Figura 93 – Redução do Coeficiente de Cultura e do Número de Irrigações por Ciclo de Plantio conforme Cobertura do Solo em Sistema de Plantio Direto do Milho.....	224
Figura 94 – Demanda de Eletricidade no Subsetor Avicultura nos Cenários REF e BC.....	230
Figura 95 – Projeção da Demanda de Energia do Setor Agropecuário Brasileiro no Cenário BC.....	235
Figura 96 – Comparação das Demandas de Energia nos Cenários REF e BC do Setor Agropecuário Brasileiro.....	235
Figura 97 – Projeção da Demanda de Diesel no Cenário BC	236
Figura 98 – Projeção da Demanda de Eletricidade no Cenário BC	237
Figura 99 – Projeção da Demanda de Lenha no Cenário BC	237
Figura 100 – Emissões de N ₂ O Devido ao Uso de Fertilizantes Nitrogenados nos Cenários REF e BC.....	238
Figura 101 – Emissões de N ₂ O Devido à Incorporação dos Resíduos de Colheita ao Solo nos Cenários REF e BC e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050.....	239
Figura 102 – Emissões de N ₂ O pelo Uso de Vinhaça nos Cenários REF e BC e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050.....	239
Figura 103 – Emissões de N ₂ O pela Deposição de Dejetos Animais em Pastagens e Uso de Adubo de Bovinos e Outros Animais nos Cenários REF e BC e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050.....	240

Figura 104 – Emissões de N_2O pelo Manejo de Dejetos nos Cenários REF e BC e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050.....	240
Figura 105 – Emissões pela Queima da Palha de Cana-de-açúcar, em Gg de CO_2e , nos Cenários REF e BC, e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035.....	241
Figura 106 – Emissões de CH_4 por Fermentação Entérica no Cenário BC	242
Figura 107 – Emissões por Fermentação Entérica em Milhares de Gg de CO_2e , segundo as Projeções do Cenário REF e do Cenário BC, e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050	242
Figura 108 – Emissões de CH_4 por Manejo de Dejetos Animais no Cenário REF	243
Figura 109 – Emissões por Manejo de Dejetos Animais da Bovinocultura, em Gg de CH_4 , segundo as Projeções do Cenário REF e do Cenário BC e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050.....	243
Figura 110 – Emissões por Manejo de Dejetos Animais, em Milhares de Gg de CO_2e , segundo as Projeções do Cenário REF e do Cenário BC e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050.....	244
Figura 111 – Emissões de CO_2 por Desmatamento no Cenário BC	245
Figura 112 – Emissões por Desmatamento, segundo as Projeções dos Cenários REF e BC, e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050.....	245
Figura 113 – Remoções por Recomposição da Vegetação Nativa, segundo as Projeções dos Cenários REF e BC, e Diferença de Remoções entre os Cenários em 2035 e 2050.....	246
Figura 114 – Emissões e Remoções de CO_2 por Desmatamento, Recomposição da Vegetação Nativa e Expansão da Agricultura e Silvicultura no Cenário BC.....	247
Figura 115 – Balanço Total de Emissões de CO_2 da Biomassa por Mudanças de Uso da Terra no Cenário REF e no Cenário BC e Diferença das Emissões em 2035 e 2050	247

Figura 116 – Balanço Total de Emissões de CO ₂ dos Solos por Mudanças de Uso da Terra nos Cenários REF e BC.....	248
Figura 117 – Emissões de CO ₂ dos Solos por Expansão das Áreas Agrícolas e Diferença entre os Cenários em 2035 e 2050 ...	249
Figura 118 – Remoções de CO ₂ pelos Solos pela Adoção de Plantio Direto nos Cenários REF e BC e Diferença das Emissões em 2035 e 2050.....	249
Figura 119 – Balanço das Emissões de CO ₂ pela Biomassa e Remoções pelos Solos no Cenário BC.....	250
Figura 120 – Emissões de CO ₂ por Mudanças de Uso da Terra no Cenário REF e no Cenário BC e Diferença das Emissões em 2035 e 2050	250
Figura 121 – Emissões de CO ₂ pela Adição de Calcário aos Solos no Cenário REF e no Cenário BC e Diferença das Emissões em 2035 e 2050.....	251
Figura 122 – Emissões da Agricultura em Milhares de Gg de CO ₂ e, segundo as Projeções do Cenário BC	251
Figura 123 – Emissões da Agricultura em Milhares de Gg de CO ₂ e, segundo as Projeções do Cenário REF e do Cenário BC e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050	252
Figura 124 – Emissões da Pecuária em Milhares de Gg de CO ₂ e segundo as Projeções do Cenário BC.....	252
Figura 125 – Emissões da Pecuária em Milhares de Gg de CO ₂ e segundo as Projeções do Cenário REF e do Cenário BC e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050.....	253
Figura 126 – Projeção das Emissões de GEE do Setor Agropecuário Brasileiro no Cenário BC.....	254
Figura 127 – Comparação das Emissões de GEE nos Cenários REF e BC do Setor Agropecuário Brasileiro.....	255
Figura 128 – Autos de Infração por Desmatamento Ilegal na Amazônia Legal (linha sólida) e Porcentagem da Área Multada pelo Ibama em relação ao Desmatamento Medido pelo Prodes (linha pontilhada)	263

Figura 129 – Valor Anual Equivalente da Rentabilidade do Manejo Florestal Sustentável para o Proprietário da Área (Preço de Corte) já Considerados os Custos de Produção e Logística Obtido pelo SimMadeira.....	268
Figura 130 – Fluxo das Principais Etapas da Metodologia Utilizada para Simulação da Área Restaurada, Remoções de Carbono e Cálculo dos Custos Acumulados	274
Figura 131 – Custo Líquido da Intensificação da Pecuária com Taxa de Desconto de 15% a.a.	279
Figura 132 – Custo de Produção Ponderado no Sistema de Plantio Direto e Cultivo Convencional entre 2012 e 2050.....	282
Figura 133 – Percentual de Consumo de Lenha de Origem Não Renovável ...	288
Figura 134 – Composição do Preço do Diesel para o Consumidor	296
Figura 140 – Esquema de Compensação Utilizando CRA de Excedente de Reserva Legal.....	314

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Fontes, Periodicidade e Acesso aos Dados de Custos de Produção.....	57
Quadro 2 – Fontes, Periodicidade e Acesso aos Dados de Preços de Venda... 59	
Quadro 3 – Variáveis Climáticas Explicativas Utilizadas na Simulação da Favorabilidade a Cada Cultivo	78
Quadro 4 – Categorias de Uso da Terra Abordadas pelo Modelo Otimizagro, TCN e IPCC.....	96
Quadro 5 – Categorias de Manejo do Solo de Áreas de Pastagens e Agricultura Anual.....	103
Quadro 6 – Pressupostos Relativos ao Manejo das Áreas Agrícolas Adotados no Cenário REF e no Cenário BC.....	190
Quadro 7 – Atividades de Baixo Carbono a Serem Consideradas na Mensuração dos Custos Marginais de Abatimento de Emissões de GEE.....	257
Quadro 8 – Principais Técnicas de Restauração e Definição das Atividades Envolvidas e Indicações Gerais.....	271
Quadro 9 – Categorias de Instrumentos de Política Pública.....	303
Quadro 10 – Conjunto de Medidas e o Aspecto Econômico de Suas Barreiras, Soluções Propostas e Cobenefícios	309
Quadro 11 – Conjunto de Medidas e os Aspectos Socioculturais de Suas Barreiras, Soluções Propostas e Cobenefícios	311
Quadro 12 – Conjunto de Medidas e o Aspecto Político-Institucional de Suas Barreiras, Soluções Propostas e Cobenefícios	316
Quadro 13 – Conjunto de Medidas e o Aspecto Científico-Tecnológico de Suas Barreiras, Soluções Propostas e Cobenefícios	320
Quadro 14 – Conjunto de Soluções Propostas para a Superação das Barreiras das Medidas, Classificado por Tipo de Instrumento de Política Pública	322

LISTA DE SIGLAS E ACRÔNIMOS

ABIC – Associação Brasileira da Indústria de Café

ABRACAL – Associação Brasileira dos Produtores de Calcário Agrícola

ABRAF – Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas

AFOLU – Agricultura, florestas e outros usos do solo

AI – Auto de infração

AMS – Associação Mineira de Silvicultura

ANPII – Associação Nacional dos Produtores e Importadores de Inoculantes

ANTAQ – Agência Nacional de Transportes Aquaviários

ANTT – Agência Nacional de Transportes Terrestres

AR5 – Quinto Relatório de Avaliação

BC – Baixo carbono

BEN – Balanço Energético Nacional

BHC – Balanço Hídrico Climatológico

CANASAT – Monitoramento da Cana-de-açúcar por Imagens de Satélite

CAR – Cadastro Ambiental Rural

CEDAGRO – Centro de Desenvolvimento do Agronegócio

CEPA-SC – Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola

CH₄ – Metano

CNA – Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil

CO₂ – Dióxido de carbono

CO₂e – Dióxido de carbono equivalente

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento

CRA – Cota de Reserva Ambiental

CRU – Climate Research Unit

CSR – Centro de Sensoriamento Remoto

cv – Cavalo-vapor

DETER – Sistema de Detecção do Desmatamento na Amazônia Legal em Tempo Real

DIVMS – Digestibilidade *In Vitro* da Matéria Seca
DNIT – Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes
EEB – Encefalopatia Espongiforme Bovina
EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EMDAG – Empresa de Desenvolvimento Agropecuário de Sergipe
EPE – Empresa de Pesquisa Energética
ESALQ – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz
EU – União Europeia
EUA – Estados Unidos da América
FAEG – Federação da Agricultura e Pecuária de Goiás
FAO – Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura
FBN – Fixação biológica de nitrogênio
FEBRAPDP – Federação Brasileira de Plantio Direto e Irrigação
FIPE – Fundação Instituto de Pesquisas Econômicas
FUNCATE – Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologia Espacial
GEE – Gases de efeito estufa
GEF – Fundo Global para o Meio Ambiente
GJ – Gigajoule
Gg – Gigagramas
GHCN – Global Historical Climatology Network
GLP – Gás liquefeito de petróleo
GMD – Ganho médio diário
Gt – Gigatoneladas
GtCO₂e – Gigatoneladas de dióxido de carbono equivalente
GWh – Gigawatt-hora
GWP – Global warming potential
Ha – Hectares
HM – Horas-máquina
IBÁ – Indústria Brasileira de Árvores

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICV – Instituto Centro de Vida

ILF – Integração lavoura-floresta

ILP – Integração lavoura-pecuária

ILPF – Integração lavoura-pecuária-floresta

IMEA-MT – Instituto Mato-grossense de Economia Agropecuária

INCRA – Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária

INDC – Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada

INOVAGRO – Programa de Incentivo à Inovação Tecnológica na Produção Agropecuária

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

IPCA – Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo

IPCC – Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas

Kg – Quilogramas

kJ – Quilojoule

Km – Quilômetro

Ktep – Tonelada equivalente de petróleo

kWh – Quilowatt-hora

L – Litro

LEPA – Low Energy Precision Application

LFC – Lâmpadas fluorescentes compactas

LPVN – Lei de Proteção da Vegetação Nativa

LULUCF – Uso da terra, mudança de uso da terra e florestas

m³ – Metro cúbico

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

MCTIC – Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações

mdc – Metros cúbicos de carvão vegetal

Mg – Miligrama

Mha - Milhões de hectares
MIN - Ministério da Integração Nacional
MJ - Megajoule
Mm - Milímetro
MMA - Ministério do Meio Ambiente
MMTEqC - Milhões de toneladas em equivalente carcaça
MPa - Mega Pascal
Mt - Milhões de toneladas
MtCO₂e - Milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente
MWh - Megawatt-hora
N - Nitrogênio
N₂O - Óxido nitroso
NDT - Nutrientes digestíveis totais
OEMA - Órgãos Estaduais de Meio Ambiente
PAG - Potencial de aquecimento global
PAM - Produção agrícola municipal
PD - Plantio direto
PDE - Plano Decenal de Expansão de Energia
PEVS - Pesquisa de Extração Vegetal e Silvicultura
PLANAVEG - Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa
Plano ABC - Agricultura de Baixa Emissão de Carbono
PMDBBS - Projeto de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite
PNFP - Política Nacional de Florestas Plantadas
PNLT - Plano Nacional de Logística e Transportes
PNMC - Plano Nacional de Mudanças Climáticas
PNUMA - Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
PPCerrado - Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado
PPCDAM - Plano de Ação de Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia

PRA – Programa de Regularização Ambiental

PRODES – Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite

PRONAF – Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar

PSA – Pagamento por Serviços Ambientais

REDD+ – Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal

REF – Referência

RL – Reserva legal

SAE – Secretaria de Assuntos Estratégicos

SAF – Sistemas Agroflorestais

SI – Sistema integrado

SLAPR – Sistema de Licenciamento de Propriedades Rurais

SPD – Sistema de plantio direto

SRTM – Shuttle Radar Topography Mission

t – Tonelada

TCN – Terceira Comunicação Nacional

TJ – Terajoule

UA – Unidade animal (450 quilos de peso vivo)

UNFCCC – Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima

VAE – Valor anual equivalente

VPL – Valor presente líquido

WMO – World Meteorological Organization



Introdução

INTRODUÇÃO

A próxima década reserva ao Brasil o desafio de garantir o seu lugar como uma das únicas economias emergentes a conciliar o desenvolvimento com o meio ambiente. O país demonstrou recentemente seu potencial para a redução do desmatamento na Amazônia, mas políticas de desenvolvimento conflitantes com as metas de conservação e a crescente demanda por produtos agrícolas ameaçam a permanência desse sucesso.

Outro grande desafio do país é a ameaça das mudanças climáticas. A esse respeito, o Brasil submeteu à COP-21 de Paris suas metas nacionais para redução dos gases de efeito estufa (GEE), conhecidas como *intended National Determined Contribution* (iNDC). O Brasil propôs uma ambiciosa meta com emissões nacionais alcançando 1,3 GtCO₂e em 2025 e 1,2 GtCO₂e em 2030. Isso corresponde à redução de 37% em 2025 e 43% em 2030, tendo como base as emissões nacionais de 2005 reportadas em 2.1 GtCO₂e¹ (GWP-100; IPCC AR5).

Dentre os esforços de redução, se destacam as ações no setor de agricultura, florestas e outros usos do solo (em inglês, *agriculture, forestry and other land use* – Afolu), a saber: i) implementação do Código Florestal; ii) desmatamento ilegal zero na Amazônia; iii) restauro e reflorestamento de 12 milhões de hectares (Mha) de floresta; iv) aprimoramento do uso sustentável de florestas nativas e recuperação adicional à meta do Plano ABC (15 Mha) de outros 15 Mha de pastos degradados; e v) expansão de 5 Mha de sistemas integrados de pecuária, agricultura e florestas até 2030.

Apesar da ambição, esses esforços de mitigação e potenciais contribuições não foram detalhados setorialmente e sequer sua custo-efetividade foi avaliada. O acordo de Paris enfatiza a necessidade de essas metas serem legalmente vinculantes, ou seja, obrigatórias. Para tanto, é preciso avaliar a *ex ante*, por meio de simulações computacionais, ações no setor de uso da terra para com isso estimar suas contribuições para a mitigação do aquecimento global de modo integrado a outras medidas setoriais.

1 De acordo com a *Segunda Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima* (BRASIL, 2010).

Com esse objetivo nasceu o projeto “Opções de Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa em Setores-Chave do Brasil”, financiado pelo Fundo Global para o Meio Ambiente (Global Environment Facility – GEF) e implementado pelo Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC) em parceria com o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (Pnuma). O projeto tem por objetivo ajudar o governo brasileiro a reforçar sua capacidade técnica de apoiar a implementação de ações de mitigação de emissões de GEE em setores-chave da economia.

No âmbito do setor de Afolu, objetiva-se avaliar e identificar o potencial técnico das opções de mitigação, estimando os custos de reduzir emissões de GEE, para assim avaliar barreiras, cobenefícios e potenciais efeitos adversos à adoção das atividades de baixo carbono e potenciais instrumentos de política pública capazes de viabilizá-las. Em particular, objetiva-se gerar informações para apoiar o governo brasileiro a desenvolver ações de mitigação de emissões de GEE nos seguintes segmentos: agricultura, pecuária, florestas plantadas e outros usos do solo.

Para responder a esse objetivo, o presente trabalho é composto por cinco capítulos, além da seção introdutória e das considerações finais:

- Capítulo 1: Contextualização do setor de Afolu;
- Capítulo 2: Metodologia da plataforma de modelagem de uso, mudança no uso da terra e emissões de GEE;
- Capítulo 3: Definição do cenário de referência (REF) para as emissões de GEE de Afolu e análise do uso da terra para fins alimentares e energéticos;
- Capítulo 4: Cenário de baixo carbono (BC) para as emissões de GEE de Afolu, abrangendo potenciais e custos marginais de abatimento;
- Capítulo 5: Barreiras, cobenefícios e instrumentos de política pública para implementação das medidas de mitigação de emissões de GEE pelo setor de Afolu;
- Considerações finais.



Contextualização do setor de Afolu

Capítulo

1

1 CONTEXTUALIZAÇÃO DO SETOR DE AFOLU

O presente capítulo objetiva caracterizar o setor de Afolu, com foco nas emissões de GEE associadas. Para isso, o setor será dividido em subsetores: agricultura, pecuária, demanda energética da agropecuária, florestas plantadas e mudanças de uso da terra. Essa divisão será adotada, transversalmente, no relatório. Por fim, serão consolidadas as referidas emissões, entretanto, considerando a subdivisão adotada pela Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (TCN), qual seja, agropecuária e uso da terra, mudança no uso da terra e florestas.

Deve-se mencionar que as emissões decorrentes do consumo de energia pela atividade agropecuária serão reportadas, tendo em vista que as atividades foram conduzidas pela mesma equipe técnica, neste relatório. Todavia, no âmbito dos cenários integrados do projeto, semelhantemente à metodologia considerada na TCN, as emissões de GEE serão imputadas à queima de combustíveis fósseis no sistema energético (BRASIL, 2015). Por último, deve-se enfatizar que as emissões provenientes de resíduos da agropecuária foram mensuradas pelo setor de gestão de resíduos, o que decorreu da atribuição que lhe foi conferida acerca da elaboração de estratégias de aproveitamento energético. Todavia, o reporte dessas emissões, semelhantemente à TCN, ocorrerá neste relatório.

1.1 AGRICULTURA

A produção agrícola brasileira vem aumentando de forma significativa nas últimas décadas. Em 1975, a colheita de grãos foi de 45 milhões de toneladas; aumentou para 58 milhões em 1990; e chegou a 187 milhões em 2013 (IBGE, 2013). O país passou a ser cada vez mais proeminente no mercado global, ocupando hoje o terceiro lugar em exportações totais de *commodities* agrícolas, dentre as quais se destacam açúcar, soja, milho, suco de laranja, café e algodão.

O crescimento da produção agrícola brasileira foi pautado tanto pela expansão de área, e o conseqüente deslocamento da fronteira agrícola, quanto pelo aumento de produtividade. Na década de 2000, a expansão de área foi sendo gradativamente substituída pelo aumento da produtividade calcado no uso intensivo de tecnologia. Os ganhos de produtividade vieram de melhoramentos genéticos, uso de fertilizantes e defensivos, bem como do uso de novas tecnologias como o sistema de plantio direto, programas de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e fixação biológica de nitrogênio (FBN). Como consequência, o setor aumentou suas emissões em 50% entre 1990 e 2010. Em 2010, o setor agrícola² emitiu cerca de 139 milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente (MtCO₂e)³, sendo responsável por aproximadamente 10% das emissões brasileiras (BRASIL, 2015).

2 Considera as emissões de óxido nitroso pelos solos agrícolas; metano pelo cultivo de arroz; e metano e óxido nitroso pela queima de resíduos.

3 Medida que expressa a quantidade de GEE em termos equivalentes da quantidade de dióxido de carbono, convertidos a partir da métrica GWP 100 anos AR5-2014.

Essa trajetória da agricultura coloca o Brasil com grande potencial de crescimento de sua produção agrícola para atendimento à crescente demanda alimentar e energética, posto que produtos agrícolas como cana-de-açúcar, milho e soja, principalmente, podem ser utilizados para a produção de biocombustíveis. Para tanto, a sustentabilidade da agricultura brasileira dependerá de avanços contínuos na tecnologia de produção, visando explorar de forma racional as áreas agrícolas, um recurso limitado, sob a ótica do aumento da produtividade da terra, redução das emissões de GEE e baixo impacto ambiental.

1.2 PECUÁRIA

O Brasil tem o segundo maior rebanho bovino do mundo e o maior rebanho comercial, já que a Índia não explora comercialmente seus animais. O país é também o maior exportador de carne bovina em toneladas e em faturamento, tendo exportado cerca de 20% de sua produção em 2013, apesar de ainda apresentar taxas produtivas (abate e produção de bezerras, por exemplo) abaixo dos seus maiores concorrentes.

Atualmente, o Brasil mantém a liderança mundial em exportação de carne bovina tanto em quantidade quanto em volume financeiro. Vários fatores contribuíram para o aumento das exportações brasileiras nos últimos anos, como:

- Aspectos sanitários, entre os quais o mal da vaca louca (encefalopatia espongiforme bovina - EEB) e a febre aftosa, os quais ocorreram em outros países e abriram o mercado mundial para o Brasil;
- Melhoria na qualidade e precocidade do rebanho brasileiro em relação às décadas anteriores;
- Maior demanda de alimentos pelos mercados emergentes, como Rússia, Oriente Médio, Ásia e Europa Oriental;
- Menor custo de produção do produto nacional em relação aos seus maiores concorrentes, como Austrália, Nova Zelândia, Canadá, Uruguai e Argentina.

Entretanto, a maioria da pecuária brasileira continua aquém de suas reais potencialidades, mantendo um sistema tradicional extensivo de baixa taxa de lotação (<1 UA⁴/ha) e produtividade (<120 kg de peso vivo/ha/ano), tornando-se necessário o crescimento horizontal como forma de compensar essa ineficiência. O crescimento horizontal em produtividade, na sua maioria, é conseguido pela expansão das novas áreas de pastagens (MANN, 2014). Por outro lado, estratégias tecnológicas que permitam aumentar a taxa de lotação, a fertilidade do rebanho, o ganho médio diário, o peso da carcaça e o retorno financeiro por área resultariam em maior produtividade, diminuindo a expansão de pastagem.

Quanto às emissões de GEE, a pecuária é responsável por aproximados 18%⁵ dos GEE emitidos no mundo (FAO, 2006). Dentre os GEE produzidos pela pecuária, os mais significativos são CH₄ e N₂O. Grandes quantidades de GEE são provenientes do metano e do óxido nitroso emitidos pela

4 Unidade animal = 450 quilos de peso vivo.

5 Refere-se ao cálculo da FAO 2006 em que são levadas em conta as emissões de todo o ciclo de vida da produção da pecuária. Consideram-se, além das emissões "diretas" da pecuária (emissões entéricas e manejo de dejetos, que constituem o setor de pecuária do IPCC), gasto de energia, mudanças de uso da terra, uso de fertilizantes e outras atividades para a produção animal.

fermentação entérica e pelo manejo de dejetos dos ruminantes. Consequentemente, a atividade pecuária brasileira,⁶ com um rebanho de 209 milhões de cabeças, representou, em 2010, cerca de 24% das emissões de GEE do país, atingindo um total de aproximadamente 333 MtCO₂e, o que representa aumento de 36% em relação ao ano de 1990 (BRASIL, 2015).

Nesse contexto, a redução da área ocupada pela pecuária em conjunto com um menor crescimento, ou mesmo redução, do rebanho é chave para a solução de uma equação territorial que busque o equilíbrio entre o desenvolvimento rural, a conservação ambiental e a mitigação das mudanças climáticas no território brasileiro.

1.3 DEMANDA ENERGÉTICA DA AGROPECUÁRIA

Ainda que pouco representativas para as emissões totais de GEE contabilizadas em 2010 (aproximadamente 1%) (BRASIL, 2015), as emissões decorrentes do consumo de energia para fins de produção agropecuária devem ser destacadas. Apesar da participação dominante nas exportações brasileiras, a contribuição do setor agropecuário no consumo de energia final no Brasil se manteve estável, em torno de 4%, entre 1990 e 2012 (EPE, 2014a). Em termos absolutos, a demanda total de energia final do setor registrou aumento de 7.332 ktep em 1990 para 10.029 ktep em 2010, um aumento médio de 3,2% ao ano. O Balanço Energético Nacional (BEN) indica que os principais energéticos usados no setor são óleo diesel, eletricidade e lenha, com participações, em 2010, de 57,5%, 15,9% e 25,1% respectivamente (EPE, 2013). Outros energéticos, como gás liquefeito de petróleo (GLP), óleo combustível e etanol, representaram 1,1% do consumo total em 2010. O BEN indica também que a participação dos insumos energéticos mudou significativamente nos últimos 40 anos, acompanhando a modernização do setor. Em particular, nota-se que a lenha – no passado, o principal vetor energético do setor – vem sendo substituída desde a década de 1970 por óleo diesel e eletricidade.

O diesel, a eletricidade e a lenha representam 99% da energia final usada no setor. No entanto, o GLP vem aumentando sua participação (EPE, 2014a), principalmente na avicultura (SOBRINHO et al., 2003) e na suinocultura (OLIVEIRA; ZANUZZI; SOUZA, 2006). A intensa mecanização do setor transformou o diesel no energético mais consumido pelo setor desde meados da década de 1980 (EPE, 2013). A tendência de mecanização deve se manter no futuro, trazendo aumento na produtividade por hectare de terra e, potencialmente, aliviando em parte a pressão sobre as florestas brasileiras.

Se, por um lado, o consumo de lenha no setor caiu muito na segunda metade do século XX, parece ter se estabilizado em torno de 25%-30% da demanda energética do setor. A lenha é hoje utilizada principalmente na secagem de grãos (EPE, 2014a), mas também na geração de calor na pecuária, especialmente na avicultura, em que é essencial na manutenção de calor para pintos nos primeiros dias de vida (CALDAS, 2014; DOLIVEIRA, 2012; NASCIMENTO, 2011). A substituição da lenha por GLP, em ambos os processos, é tecnicamente viável e mesmo preferível devido à queima mais limpa do GLP e da maior capacidade de controle sobre o calor gerado. O alto custo do GLP é apontado como fator limitante nessa substituição, mas a maior penetração de malhas de gasodutos poderia liberar

6 Considera as emissões de metano pela fermentação entérica e óxido nitroso e metano pelo manejo de dejetos.

frações crescentes da oferta de GLP no país para uso na agropecuária. Atualmente, o consumo de GLP é mínimo, mas há expectativa de aumento com a modernização das granjas e devido às vantagens técnicas do aquecimento à base de GLP (NASCIMENTO, 2011; SOBRINHO et al., 2003). Essa substituição tem importantes implicações para a redução de emissões de GEE.

Por outro lado, a expansão das lavouras para áreas menos propícias gera demandas maiores por insumos como fertilizantes, herbicidas e corretivos de solos (o calcário, por exemplo), bem como por uma crescente necessidade de irrigação. Essa intensificação da agricultura, aliada a técnicas como plantio direto, também gera ganhos de produtividade que podem mitigar parte das emissões de GEE causadas pela crescente demanda por insumos, que em geral são carbonointensivos em sua produção.

Nesse contexto, justifica-se a escolha de serem avaliadas, neste estudo, opções de mitigação relacionadas ao consumo de energia pelo setor agropecuário.

1.4 FLORESTAS PLANTADAS

No passado, o Brasil vivenciou vários ciclos de expansão de projetos florestais, sobretudo de espécies do gênero *Eucalyptus* e *Pinus*. Condições edafoclimáticas e fundiárias favoráveis, aliadas à política de incentivo fiscal e investimento em pesquisa, proporcionaram a maior produtividade de madeira (m³/ha/ano) do mundo (ABRAF, 2012) e conseqüentemente o menor ciclo de colheita, resultando na formação de extensas áreas com plantações em todo o país.

A demanda crescente, os preços atrativos de alguns produtos florestais e vantagens comparativas e competitivas da silvicultura no país foram os fatores preponderantes na continuidade da expansão de novas unidades industriais e ampliação da capacidade produtiva. Como resultado, até meados de 2014 o Brasil vinha se consolidando como importante ator no mercado internacional de base florestal, o que apontava para a manutenção da expansão em área de floresta plantada. Em função do crescente contexto macroeconômico, todavia, tem-se notado uma desaceleração na expansão do setor, dada por barreiras do lado da oferta e da demanda, tais como disponibilidade de crédito para cultivo e queda na produção de produtos de base florestal.

Segundo a Indústria Brasileira de Árvores (IBÁ, 2014), a cadeia produtiva do setor brasileiro de florestas plantadas caracteriza-se pela grande diversidade de produtos, compreendendo um conjunto de atividades e segmentos que incluem desde a produção até a transformação da madeira *in natura*⁷ em: celulose, papel, painéis de madeira, pisos laminados, madeira serrada, carvão vegetal e lenha.

O crescimento da base florestal (área coberta por florestas plantadas) para acompanhar os mercados de produtos florestais deve considerar distintivamente o comportamento de quatro grandes segmentos (BRASIL, 2011): 1) energético, incluindo lenha e carvão vegetal, especialmente para os segmentos da siderurgia e ferroligas; 2) toras industriais, madeira serrada e outros produtos de madeira sólida; 3) painéis de madeira; 4) papel e celulose.

7 Madeira colhida de árvores plantadas que não sofreu nenhum processamento industrial.

A área coberta por plantios florestais dos gêneros *Eucalipto* e *Pinus* cresceu de 5,5 milhões de hectares em 2006 para 6,8 milhões em 2013 (IBÁ, 2014), resultando numa taxa de expansão média de 3% ao ano e numa ampliação de 24% no período. Em termos de proporção entre gêneros, os registros nesse período indicam o predomínio da área plantada com eucalipto. Estima-se que, em 2013, a área total de plantios florestais no Brasil era formada 80% por eucalipto e 20% por pínus.

Há consenso sobre a relevância do papel das florestas plantadas em escalas global, regional e local no sequestro de CO₂. A importância e a eficiência das ações direcionadas à expansão dos plantios florestais, e assim do mecanismo de aumento da oferta, poderão, portanto, contribuir para a consolidação de uma economia nacional de baixo carbono, compondo, por isso, uma opção do governo brasileiro para alcançar suas metas de redução de emissões de GEE.

1.5 USO DA TERRA E MUDANÇAS DE USO DA TERRA

Apesar de ter sofrido intensos períodos de mudanças de uso da terra, 62% do território brasileiro ainda são cobertos por vegetação nativa, que totalizam 530 milhões de hectares (Mha). A Floresta Amazônica hospeda cerca de 20% das espécies terrestres conhecidas e é vital para manutenção do clima regional, incluindo o regime de chuvas em regiões como o Sudeste brasileiro. O Cerrado, segundo bioma em extensão na América do Sul, consiste em uma das mais ricas e extensas savanas do mundo. A Mata Atlântica, antes a segunda floresta mais extensa dos neotrópicos, tem hoje apenas de 12% a 16% de cobertura de vegetação nativa. Apesar disso, esse bioma abriga mais de 20 mil espécies de plantas e vertebrados dos quais 40% são endêmicos. Além disso, os outros biomas – Caatinga, Pantanal e Pampas – contêm 63 Mha de uma enorme variedade de vegetação nativa. Essa vasta área de vegetação nativa provê uma série de serviços ambientais ou ecossistêmicos, incluindo manutenção da biodiversidade, polinização, controle de pestes, conservação do solo e redução da erosão, ciclagem de nutrientes, sequestro e armazenamento de carbono e manutenção do padrão de chuvas e regime hidrológico. A esse respeito, 70% da população brasileira habitam a região do bioma Mata Atlântica, utilizando os recursos hídricos que seus remanescentes florestais provêm para abastecimento de água e geração de energia hidroeétrica. Portanto, há necessidade de conservação em larga escala dessa vasta cobertura de vegetação nativa da qual a população brasileira tanto depende.

Quanto ao carbono armazenado nas matas nativas, estima-se que os remanescentes brasileiros armazenem o total de 245 bilhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente.⁸ Desse total, 117 GtCO₂e⁹ estão armazenados nas áreas protegidas brasileiras,¹⁰ e 105 GtCO₂e em 281 Mha de vegetação nativa em propriedades privadas, representado 53% dos remanescentes de vegetação do Brasil, dado que destaca a importância de planos de conservação com enfoque nas propriedades privadas. Do total de 281 Mha, o Código Florestal¹¹ protege 189 Mha, totalizando um conteúdo de carbono de 84 GtCO₂e. Contudo, 92 Mha poderiam ser desmatados legalmente, liberando para a atmosfera 21 GtCO₂e que estão armazenados na biomassa vegetal (SOARES-FILHO et al., 2014).

8 Dados de carbono apresentam incerteza em torno de ±20%, enquanto estimativas de área de ±10%.

9 1 bilhão de toneladas equivale a 1 gigatonelada.

10 Incluem-se como áreas protegidas terras indígenas e unidades de conservação de uso sustentável e de proteção integral.

11 Oficialmente, o novo Código Florestal é denominado de Lei de Proteção da Vegetação Nativa.

A redução de 75% do desmatamento na Amazônia de 2004 a 2010 (PRODES, 2015) contribuiu para a diminuição de 55% das emissões por mudanças de uso da terra,¹² de 1990 a 2010. Esse setor já foi o maior responsável pelas emissões GEE do Brasil, com 73% das emissões brasileiras em 1995, sendo que, no ano de 2010, emitiu 355 MtCO₂e, o que representou 26% das emissões do país (BRASIL, 2016). O Brasil demonstrou, assim, seu potencial para reverter uma tendência histórica de desmatamento, resultado de uma multiplicidade de iniciativas, entre as quais: i) investimento em ações de prevenção e combate ao desmatamento (BÖRNER et al., 2014); ii) criação de áreas protegidas (SOARES-FILHO et al., 2010); iii) suspensão de crédito agrícola aos municípios na lista negra do desmatamento (ARIMA et al., 2014); e iv) moratória da soja (GIBBS et al., 2015).

1.6 CONSOLIDAÇÃO DAS EMISSÕES DIRETAS DA AGROPECUÁRIA E USO DA TERRA, MUDANÇA NO USO DA TERRA E FLORESTAS

É importante destacar que a reversão da trajetória do desmatamento foi acompanhada por um contínuo crescimento de produção agrícola no país, que passou de 122 milhões de toneladas de grãos em 2005 para 163 milhões em 2010 (MAPA, 2012a). A queda das emissões por mudanças de uso do solo superou o aumento das emissões agrícolas e, dessa forma, observou-se diminuição de 27% nas emissões do setor de Afolu entre 1990 e 2010, quando totalizaram aproximadamente 827 MtCO₂e (Tabela 1).

Tabela 1 – Emissões dos Diferentes GEE Diretos por Atividades do Setor de Afolu em 2010 (GgCO₂e)

GWP-AR5	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Total
	(Gg)			(GgCO ₂ e)
Agropecuária	–	12.415	472	472.700
Agricultura	–	649	457	139.277
Cultura de arroz	–	464	–	12.992
Solos agrícolas	–	–	452	119.780
Queima de resíduos agrícolas	–	185	5	6.505
Pecuária	–	11.766	15	333.423
Fermentação entérica	–	11.158	–	312.424
Manejo de dejetos de animais	–	608	15	20.999
Uso, mudança no uso da terra e florestas	310.736	1.135	47	354.971
Total	310.736	13.550	519	827.671

Fonte: Elaborado a partir de BRASIL, 2016

¹² Emissões totais por mudanças de uso do solo incluindo emissões de CO₂ por calagem e emissões de outros GEE pela queima de vegetação associada ao desmatamento.

No entanto, políticas de desenvolvimento conflitantes com as metas de conservação e a crescente demanda por produtos agrícolas ameaçam a permanência desse sucesso. O grande desafio atual do Brasil consiste, portanto, em conciliar a conservação das suas florestas com a maior produção agrícola, metas, outrora divergentes, hoje vistas como complementares, porquanto a produtividade agrícola depende dos serviços ambientais da vasta cobertura de vegetação nativa brasileira. Nesse sentido, a queda do desmatamento, não somente na Amazônia, mas em todo o território nacional, passa a ser a maior contribuição do país para a mitigação das mudanças climáticas.



Metodologia da plataforma de modelagem de uso, mudança no uso da terra e emissões de GEE

Capítulo

2

2 METODOLOGIA DA PLATAFORMA DE MODELAGEM DE USO, MUDANÇA NO USO DA TERRA E EMISSÕES DE GEE

O presente capítulo descreve a metodologia de construção da plataforma integrada de modelagem de uso e mudança no uso da terra e emissões de GEE, denominada Otimizagro, que será aplicada no estudo para projeções de emissões do setor de Afolu, em cenários de referência e baixo carbono, até 2050 (SOARES-FILHO et al., 2016). É apresentada uma descrição geral da plataforma de modelagem e, em seguida, é descrito o conjunto de metodologias do seu módulo espacial que realiza a alocação e expansão dos cultivos agrícolas e das florestas plantadas. Posteriormente, é relatada a metodologia para os cálculos de emissões de GEE pelo uso e mudanças no uso da terra.

2.1 DESCRIÇÃO GERAL

A competição por terras no setor agropecuário, a necessidade de conservação de florestas e a implementação de estratégias de mitigação de GEE visando ao cumprimento de metas de redução das emissões, aliadas à pressão política sobre a legislação vigente (Código Florestal), trazem à tona a necessidade de criação de instrumentos capazes de facilitar a conciliação de interesses, à primeira vista, tão divergentes, de forma a transformá-los em estratégias complementares (SOARES-FILHO et al., 2012).

A plataforma integrada de modelagem de uso e mudança no uso da terra, emissões de GEE e custos de abatimento de emissões para todo o território brasileiro se destaca, portanto, como uma ferramenta de gestão territorial e suporte à conciliação das metas de produção agrícola e redução de GEE. Como modelo de otimização do uso da terra, o Otimizagro é capaz de modelar cenários de planejamento de expansão e de melhoramento agrícola, bem como opções de mitigação de emissões de GEE no setor de Afolu.

A plataforma Otimizagro simula nove cultivos temporários principais: soja, cana-de-açúcar, milho, algodão, trigo, feijão, arroz, mandioca e fumo. Desses, os três primeiros juntos somam 77% da área cultivada por lavouras temporárias no Brasil. Entre os cultivos permanentes, foram considerados: café arábica, café robusta, laranja, cacau e banana. Os dois conjuntos de cultivos foram selecionados não apenas pela sua importância atual, mas também por serem objeto das projeções do *Outlook Brasil 2022* (FIESP/ICONE, 2012) e do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) sobre expansão em área, produção e produtividade para 2021/2022 (BRASIL, 2012), as quais são consideradas com vistas à calibração do cenário de referência do presente estudo. A plataforma também simula as culturas de inverno, como trigo, e as de safrinha, como feijão e milho. Além disso, a simulação inclui a expansão de floresta plantada e a necessidade de recomposição da vegetação nativa, como estipulado pelo Código Florestal.

Para simulação da expansão das culturas e florestas plantadas, o Otimizagro utiliza mapas de rentabilidade potencial, aptidão física e de favorabilidade climática, conforme será detalhado nas subseções 2.2.1.1, 2.2.1.2, 2.2.2.1, 2.2.2.2 e 2.2.2.3). Nessas análises, a rentabilidade das principais culturas, como a de soja, é dependente da infraestrutura atual e planejada. Nesse caso, são calculadas superfícies de custo de transporte sobre os vários modais das áreas produtivas até os portos e centros de armazenamento e consumo (Anexo 1).

O Otimizagro faz a alocação das culturas com base em unidades espaciais, a saber: o país como um todo ou grandes regiões; estados, microrregiões do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) ou municípios; e células *raster* com 500 m x 500 m de resolução espacial. A base de dados mais compreensiva sobre o Brasil compõe o mapa inicial. Essa base conta com os remanescentes florestais nos seis biomas obtidos dos levantamentos: Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia,¹³ Projeto de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite – PMDBBS (IBAMA; MMA, 2012),¹⁴ TerraClass (INPE, 2014)¹⁵ e SOS Mata Atlântica (SOS, 2014).¹⁶ A esse mapa são adicionadas as manchas urbanas de acordo com os distritos censitários do IBGE, corpos d'água e áreas protegidas (incluindo terras indígenas, unidades de conservação de uso sustentável e proteção integral).

A alocação de cada cultura para o ano inicial do modelo é baseada nas estimativas municipais de área plantada do IBGE (2012) e de área de floresta plantada por estado (ABRAF, 2012). As culturas são alocadas usando-se critérios de aptidão física e climática, rentabilidade, dinâmica temporal da cultura e logística (este último, quando disponível). Para a localização das manchas de soja, milho e cana-de-açúcar, foi utilizado também o mapa de culturas agrícolas do Monitoramento da Cana-de-Açúcar por Imagens de Satélite (Canasat).¹⁷ Para desagregar as projeções em área, o Otimizagro calcula o potencial de cada microrregião. A partir daí, o modelo faz a alocação do incremento ou decréscimo anual de cada cultura com base em um mapa de probabilidade que consiste na integração das variáveis

13 Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/>>. Acesso em: 15 maio 2016.

14 Disponível em: <http://siscom.ibama.gov.br/monitora_biomass/>. Acesso em: 15 maio 2016.

15 Disponível em: <http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/terraclass.php>. Acesso em: 18 maio 2016.

16 Disponível em: <<http://www.sosma.org.br/>>. Acesso em: 15 maio 2016.

17 Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/>>. Acesso em: 13 maio 2016.

supracitadas. A alocação espacial se dá por meio de um mecanismo de autômato celular desenvolvido na plataforma de modelagem Dinamica EGO (SOARES-FILHO et al., 2013), que visa à agregação de manchas compatíveis com as observadas na mudança de uso e uso da terra.

O modelo inclui os seguintes processos:

- a) Cálculo das taxas de mudança no uso da terra por microrregião sob cenário de demanda agropecuária em conjunto com cenários de referência e de baixo carbono por bioma desenvolvidos no presente estudo para o período de 2012 a 2050;
- b) Simulação das mudanças de uso da terra em dois passos anuais. O primeiro para cultura de verão, e o segundo para culturas de inverno ou safrinha, com base em demandas de terras por microrregião;
- c) Extravasamento de demandas não alocadas no passo anterior para as regiões vizinhas, para o que se utiliza a área residual da etapa anterior como dado de entrada;
- d) Estimativa das emissões de GEE resultantes;
- e) Cálculo do custo por emissões evitadas (desmatamento evitado e áreas restauradas e outras opções de mitigação de GEE - metodologia que será explicitada no capítulo 3).

Além dos mapas de uso da terra, o modelo produz como saída agregada a cada passo anual: área total por tipo de uso da terra; área desmatada por bioma; emissões de CO₂ por bioma; e custo por emissões evitadas. Em suma, o Otimizagro é um modelo espacialmente explícito (Figura 1 e Figura 2) que simula as conversões de uso da terra, trajetórias de desmatamento e regeneração florestal, sob os cenários elaborados no presente estudo.

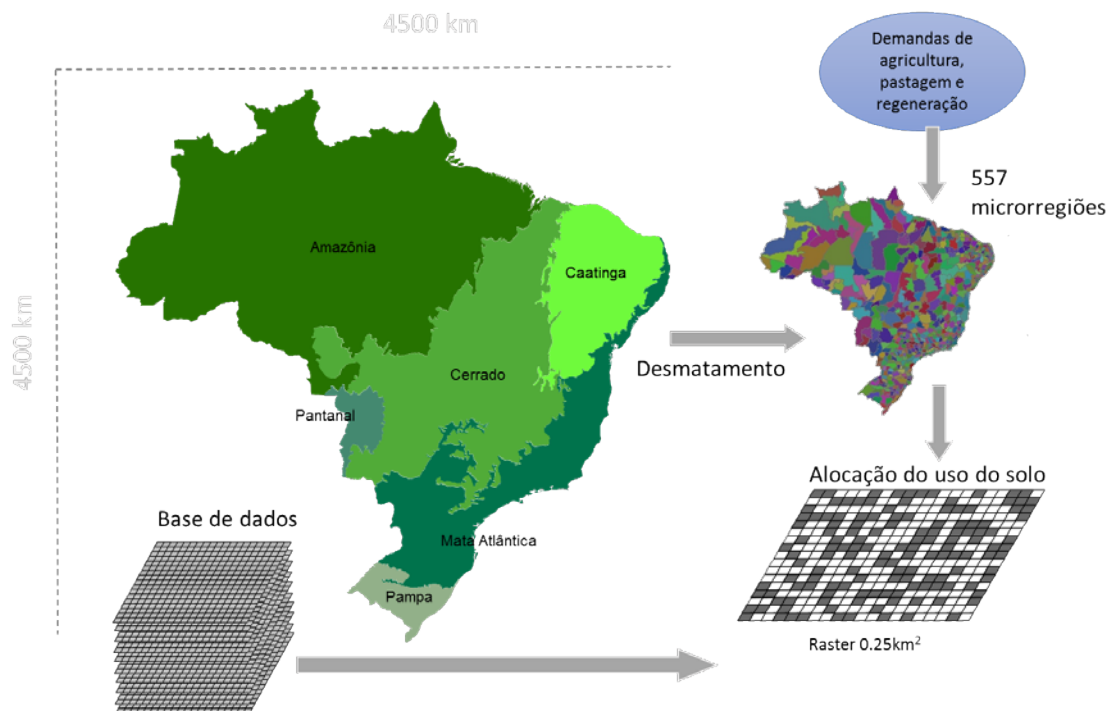


Figura 1 - Estrutura Espacial do Projeto

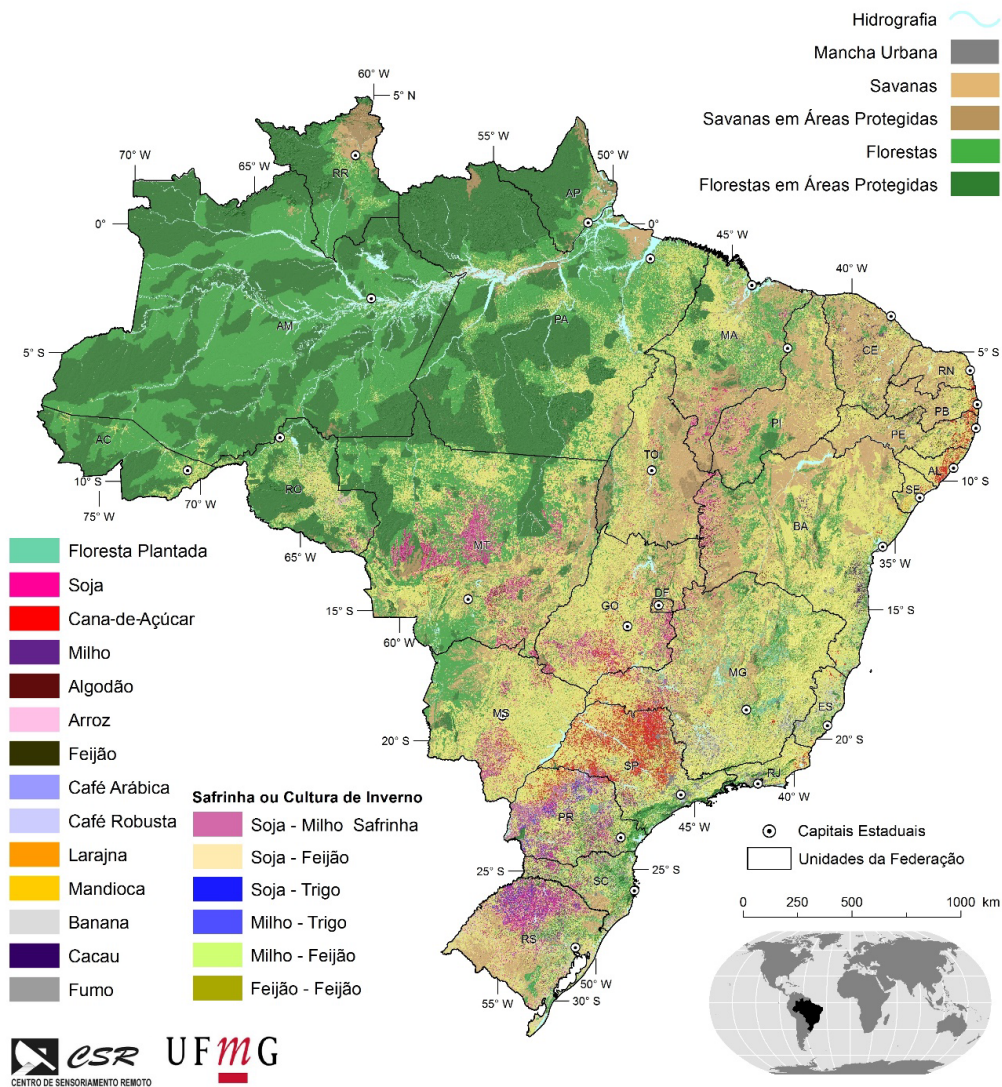


Figura 2 – Uso da Terra em 2012 Construído Como Entrada para Otimizagro

Os cenários elaborados incluem, entre outras premissas, as metas de expansão agrícola de recomposição da vegetação nativa do Código Florestal e pelo Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – Planaveg (MMA, 2014), de redução de desmatamento do Plano Nacional de Mudanças Climáticas – PNMC (BRASIL, 2008) e estratégias de baixo carbono do Plano ABC (MAPA, 2012b). Nesse aspecto, é importante destacar que a modelagem do setor de Afolu foi integrada aos demais setores considerados no projeto “Opções de Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) em Setores-Chave do Brasil”, tais como indústria, energia, transporte e resíduos.

Essa interação é necessária já que os setores produtivos dependem da disponibilidade de terra para atender as suas demandas. A partir da demanda de biocombustíveis, etanol e biodiesel, projetada pelo setor de energia e transportes, foi verificada a possibilidade de expansão da produção de cana-de-açúcar e soja para esses fins. Dessa forma, foi verificado um limite máximo para a expansão em área

dos cultivos e seu equivalente em produção a ser usado para calibração do modelo Message. Trata-se de um modelo de otimização energética responsável pela integração dos cenários de mitigação de emissões de GEE do projeto. Posteriormente, serão detalhados os benefícios advindos dessa integração.

Outro ponto de interação é a demanda de carvão e biomassa pelos setores industrial e residencial. Essa demanda, também calculada pelo setor energético, foi usada como entrada para o modelo de estimativa de florestas plantadas (descrito mais detalhadamente na seção 3.1.3), o qual gerou, da mesma forma, um limite máximo de produção para calibração do modelo Message.

Ainda, o setor de Afolu tem interseção com o setor de resíduos por conta da produção dos setores de agricultura e pecuária. Como resultado, essa oferta de resíduos foi passada para o cálculo total de resíduos para a composição da referência e projeção dos potenciais e custos de mitigação de emissões das atividades de baixo carbono por aquele setor. Conforme destacado anteriormente, o reporte das emissões provenientes de resíduos da agropecuária cabe ao setor de Afolu.

2.2 ALOCAÇÃO E EXPANSÃO DOS CULTIVOS AGRÍCOLAS E DE FLORESTAS PLANTADAS

Nesta seção, são descritas as metodologias utilizadas para alocação dos cultivos agrícolas e simulação de mudanças de uso da terra, segundo as variáveis: rentabilidade, logística de transporte e aptidão agrícola e favorabilidade climática (Figura 3).

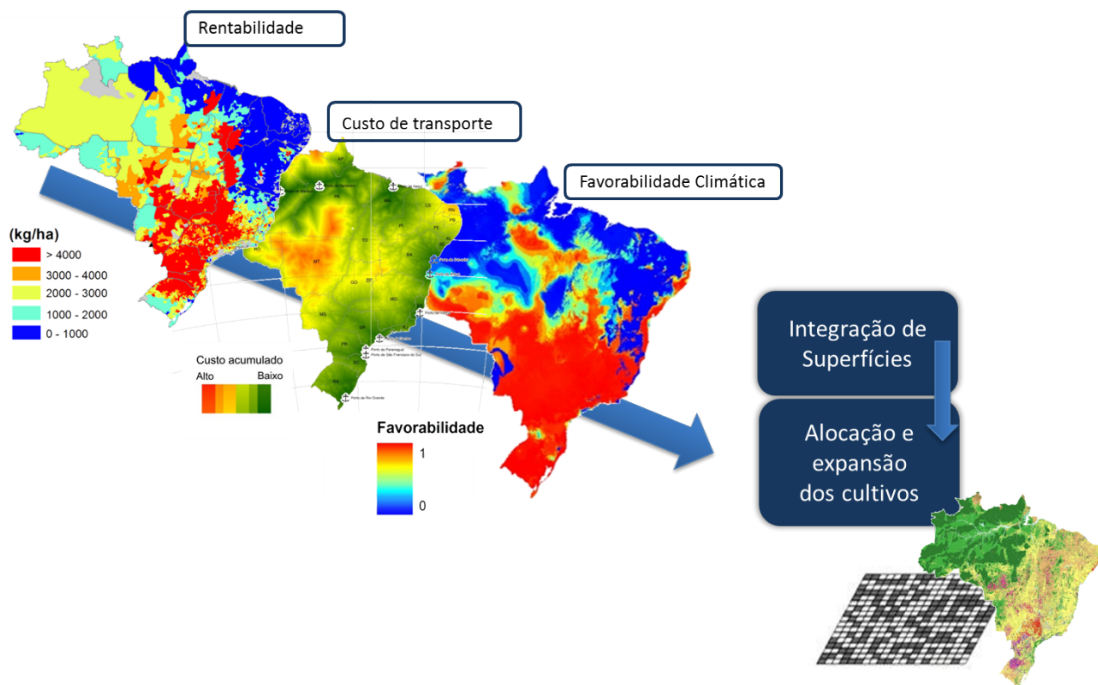


Figura 3 – Integração de Variáveis para Geração de Probabilidade de Alocação

2.2.1 ESTIMATIVA DE RENTABILIDADE

2.2.1.1 ESTIMATIVA DE RENTABILIDADE DOS CULTIVOS AGRÍCOLAS

A modelagem de superfícies, representando a variação espacial do potencial rentabilidade do uso da terra, é um importante critério para simulação de mudanças de uso da terra e desenvolvimento de estratégias de conservação, posto que a agricultura representa o principal custo de oportunidade do solo. Entretanto, até a presente data, não há registros de um esforço sistematizado, com metodologia uniforme e representação espacialmente explícita, com resolução espacial adequada, da dinâmica econômica dos principais cultivos no Brasil. Para esse fim, foram elaborados mapas de rentabilidade dos principais cultivos do agronegócio brasileiro. Em seguida, foi calculado o valor presente líquido (VPL) para um horizonte de tempo de 30 anos com vistas à comparação do retorno econômico de cada cultivo analisado. Por fim, os dados produzidos são utilizados para dar suporte a simulações de trajetórias de mudança no uso da terra no período de 2012 a 2050.

As análises foram desenvolvidas para os cultivos anteriormente mencionados, selecionados pela sua relevância em termos de área colhida e valor de produção (IBGE, 2011).

A modelagem econômica segue o fluxograma metodológico da Figura 4. As etapas incluem: a) seleção dos cultivos relevantes; b) compilação de dados de rendimento, valor de produção, produção total e área colhida por cultivo; c) compilação de séries históricas de custos de produção por cultivo; d) compilação de séries históricas de preços de venda por cultivo; e) elaboração dos modelos de espacialização de custos e preços; f) cálculo da rentabilidade e do VPL. Todas essas etapas foram executadas na plataforma de modelagem Dinâmica EGO,¹⁸ e os resultados são entradas para o Otimizagro.

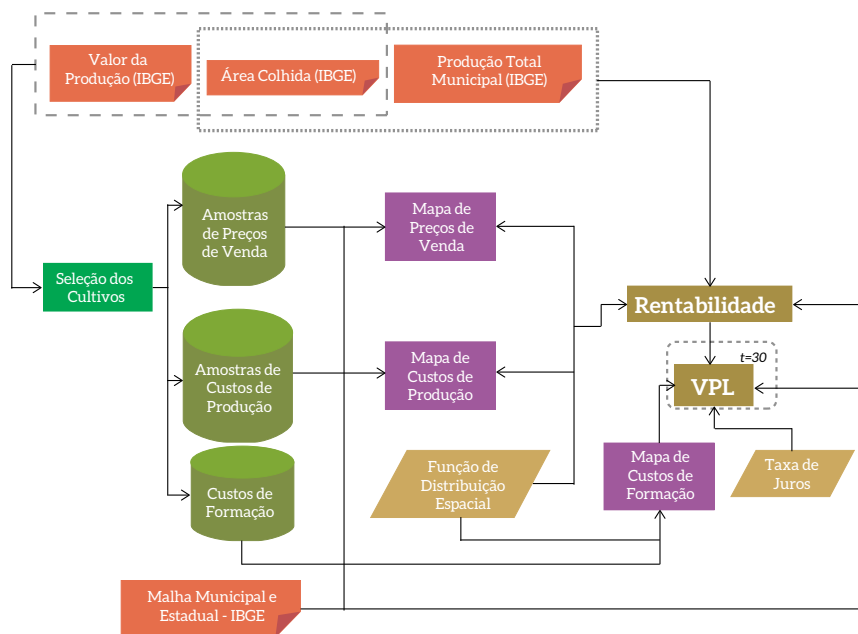


Figura 4 – Cálculo de Rentabilidade

18 Dinâmica EGO (*Environment Geoprocessing Objects*) é uma plataforma de modelagem ambiental que possibilita a construção de modelos dinâmicos complexos. Estes podem envolver iterações aninhadas, multitransições, *feedbacks* dinâmicos, abordagens multirregião e multiescala, decisão de bifurcação ou junção em processos de execução e uma série de algoritmos espaciais complexos para a análise e simulação de fenômenos espaço-temporais. A plataforma foi utilizada como plataforma de desenvolvimento do modelo Otimizagro, sendo um *freeware* que está disponível em <<http://csr.ufmg.br/dinamica/>>.

As análises foram desenvolvidas na melhor escala espacial disponível, obtendo resultados compatíveis com a escala municipal. Entretanto, quando as informações (especialmente de custos e preços) não se encontraram disponíveis por município, foram utilizadas médias estaduais. A seguir, descreve-se com maior detalhamento cada uma dessas etapas.

a) Seleção dos cultivos relevantes

A primeira etapa metodológica consiste na avaliação da relevância dos principais cultivos brasileiros quanto à área cultivada e ao valor de produção. Para tanto, foram analisados os dados disponíveis da Produção Agrícola Municipal – PAM (IBGE, 2011) e selecionados nove cultivos temporários principais: soja, milho, cana-de-açúcar, mandioca, arroz, feijão, fumo, algodão e trigo. Desses, os três primeiros juntos somam 77% da área cultivada por lavouras permanentes no Brasil (Tabela 2 e Tabela 3). Entre os cultivos permanentes, foram selecionados café, laranja, cacau e banana. Esses cultivos foram selecionados não apenas pela sua importância atual, mas também por serem objetos das projeções do MAPA para expansão em área, produção e produtividade para os próximos anos (BRASIL, 2012).

Após essa primeira seleção, realizou-se o cálculo de rentabilidade apenas para os cultivos algodão, arroz, café, cana-de-açúcar, feijão, laranja, milho, soja e trigo. Entre esses, as análises para café foram divididas em arábica e robusta e, para o arroz, em sequeiro e irrigado. Mandioca, fumo, cacau e banana não foram incluídos nas análises de rentabilidade em função da escassa disponibilidade de informações amostrais de preços e custos para esses cultivos.

Tabela 2 – Participação das Lavouras Temporárias Selecionadas em Área Cultivada e Valor da Produção no Brasil

Lavoura Temporária	% Área Cultivada	% Valor da produção
Soja (em grão)	39,99	30,81
Cana-de-açúcar	15,56	23,34
Milho (em grão)	21,74	12,52
Mandioca	3,06	5,68
Arroz (em casca)	4,67	5,15
Feijão (em grão)	5,87	4,07
Fumo (em folha)	0,77	3,72
Algodão herbáceo (em caroço)	1,42	3,40
Trigo (em grão)	3,74	2,06
Total	96,05	90,75

Fonte: IBGE, 2011

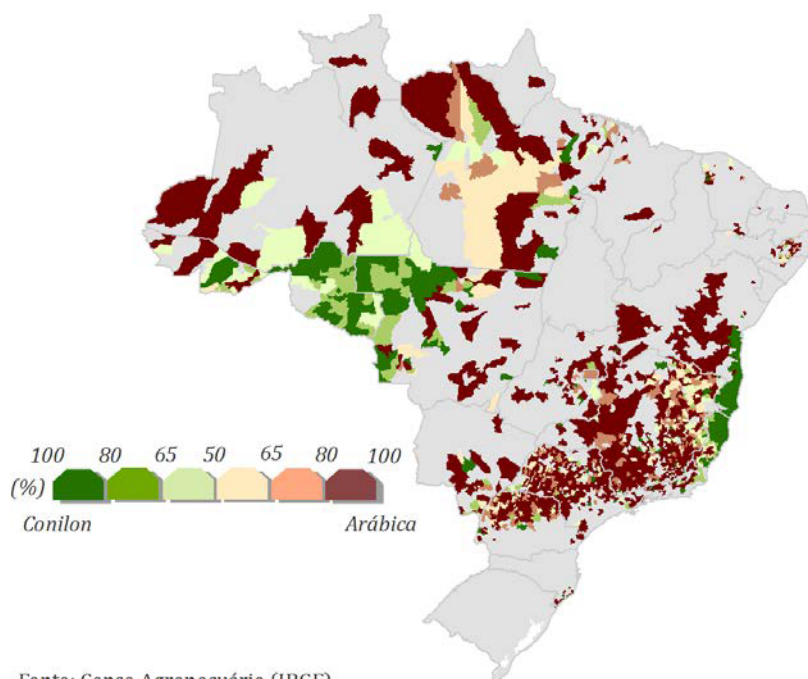
Tabela 3 – Participação das Lavouras Permanentes Seleccionadas em Área Cultivada e Valor da Produção no Brasil

Lavoura permanente	% Área cultivada	% Valor da produção
Café (em grão)	34,84	35,44
Laranja	12,52	18,43
Banana (cacho)	7,86	11,60
Cacau (em amêndoa)	10,66	3,76
Total	65,88	69,23

Fonte: IBGE, 2011

b) Compilação de dados de rendimento, valor de produção e área colhida

Foram compilados dados anuais de rendimento (quilogramas por hectare), valor de produção (reais), produção total (quilogramas) e área colhida (hectares) por cultivo para os anos 2005-2012. Nessa etapa, foram utilizados dados da pesquisa de Produção Agrícola Municipal (PAM), publicada anualmente pelo IBGE, disponíveis no site www.sidra.ibge.gov.br. Para o café, a pesquisa PAM não faz distinção entre os cultivos do café arábica e do café robusta. Como é objetivo deste trabalho obter estimativas separadas para as duas espécies, utilizaram-se as informações do Censo Agropecuário de 2006 (Figura 5; IBGE, 2006), que informa a área cultivada entre café arábica e café robusta. Para realizar as projeções das variáveis até 2050, conforme será explicitado, considerar-se-á um cenário macrossetorial produzido pela Fundação Instituto de Pesquisas Econômicas (Fipe/USP) para fins de utilização exclusiva no projeto.



Fonte: Censo Agropecuário (IBGE)

Figura 5 – Prevalência do Café Arábica e Robusta (Conilon) por Município (IBGE, 2006)

c) Compilação de séries históricas de custos de produção por cultivo

Para o custo de produção, utilizou-se o custo operacional, definido pela Companhia Nacional de Abastecimento (Conab) como a soma das despesas efetivamente desembolsadas pelo produtor nos tratos da cultura, ou seja, a soma das despesas diretas com as despesas indiretas referentes à depreciação dos bens duráveis utilizados na atividade, com o capital investido na formação da plantação, encargos sociais e remuneração ao capital circulante (juros de custeio). É necessário destacar que esse custo não inclui retribuição ao fator terra, remuneração ao empresário e remuneração ao capital fixo (juros de investimentos), itens que compõem o custo total de produção, que, por sua vez, se configuram como instrumento de gerenciamento da atividade no longo prazo (CONAB, 2010).

A rentabilidade dos principais cultivos, juntamente com o padrão da sua distribuição espacial, pode ser uma informação de grande valor para o planejamento estratégico do espaço agrário. Contudo, as informações do setor estão distribuídas de forma fragmentada, sendo elaboradas em intervalos temporais irregulares. Além disso, as informações sobre custos de produção são coletadas considerando metodologias distintas. Neste estudo, foram reunidos dados dos custos de produção de cada cultivo selecionado em nível de município e/ou estado. O Quadro 1 apresenta as fontes de dados de custos de produção por cultivo e sua periodicidade de publicação.

Quadro 1 – Fontes, Periodicidade e Acesso aos Dados de Custos de Produção

Cultivo	Fonte	Periodicidade
Algodão	Conab	Anual
	Imea-MT	Mensal
	AgraFNP*	Anual
Arroz	Conab	Anual
	AgraFNP*	Anual
	Cepa-SC	Irregular
	Embrapa Agropecuária do Oeste	Anual
Café arábica	Conab	Anual
	AgraFNP	Anual
	Cedagro-ES	2011
	Embrapa	Irregular
	UFG/Embrapa	2000
	Seagri-BA	Irregular
Café robusta	Conab	Anual
	AgraFNP	Anual
	Cedagro-ES	2011
	Embrapa	Irregular

Cultivo	Fonte	Periodicidade
Cana-de-açúcar	CNA	Anual
	Faeg	Mensal
	AgrFNP*	Anual
Feijão	Conab	Anual
	AgraFNP*	Anual
	Embrapa	Irregular
	Banco da Amazônia	Irregular
Laranja	Icone	Irregular
	Embrapa Mandioca e Fruticultura	Irregular
	AgraFNP	Anual
	Conab	Anual
	Revista Hortifruti – Esalq	Irregular
Milho	Conab	Anual
	Imea-MT	Mensal
	AgraFNP*	Anual
	Embrapa	Irregular
Soja	Conab	Anual
	Imea-MT	Mensal
	AgraFNP*	Anual
	Embrapa	Irregular
Trigo	Conab	Anual
	Embrapa	Irregular

*Dados da Publicação Agrianual, da AgraFNP, disponíveis apenas por meio de compra.

Quando a série histórica não estava disponível para todos os anos (dados veiculados com periodicidade irregular), foi aplicado o Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo – IBGE (IPCA) para correção dos dados de acordo com a inflação. As amostras de custos de produção foram coletadas em unidades de reais por hectare (R\$/ha) ou em unidade de reais por peso.

d) Compilação de séries históricas de preços de venda

No cálculo das estimativas de receita da produção agrícola dos principais cultivos brasileiros, foram utilizados os valores de produção da PAM e preços de venda de órgãos de pesquisa do setor agropecuário, como Agrolink e Cepea-Esalq/USP.

O Quadro 2 apresenta as fontes de dados de valores de venda de mercado dos cultivos em análise.

Quadro 2 – Fontes, Periodicidade e Acesso aos Dados de Preços de Venda

Cultivo	Unidade	Fonte	Periodicidade
Algodão	R\$/@ Centavos de Real por Libra Peso	Agrolink Cepea-Esalq/USP	Diária/Mensal Mensal
Arroz	R\$/ Sc 60 kg R\$/ Sc 60 kg (Seq) R\$/ Sc 50kg (irrig.) R\$/ Sc 60 kg	AgraFNP Agrolink Cepea-Esalq/USP	Anual Diária/Mensal Mensal
Café arábica e robusta	R\$/ Sc 60 kg R\$/ Sc 60 kg R\$/ Sc 60 kg	Agrolink Cepea-Esalq/USP ABIC	Diária/Mensal Mensal Mensal
Cana-de-açúcar	R\$/ ton R\$/ Kg ATR R\$/ ton R\$/ ton R\$/ Kg ATR	Consecana-SP Orplana Instituto de Economia Agrícola/ IEA-SP Consecana-PR	Anual/Mensal Mensal Anual/Mensal
Feijão	R\$/ Sc 60 kg R\$/ Sc 60 kg	Agrolink Unifeijão	Diária/Mensal Diária/Mensal
Laranja	R\$/ Cx. 40.8 kg R\$/ ton	Cepea-Esalq/USP Emdag-SE	Mensal Mensal
Milho	R\$/ Sc 60 kg	Agrolink	Diária/Mensal
Soja	R\$/ Sc 60 kg R\$/ Sc 60 kg R\$/ Sc 60 kg	AgraFNP Cepea-Esalq/USP Agrolink	Anual Mensal Diária/Mensal
Trigo	R\$/ Ton.	Agrolink	Diária/Mensal

*@ de algodão equivale a 15 quilogramas.

** Uma libra-peso equivale a 0.453597 quilogramas.

e) Modelagem

A etapa de modelagem consistiu na espacialização dos valores de custos e preços de venda, cálculo das estimativas de rentabilidade por cultivo e resultante valor presente líquido (VPL).

Usando funções de vizinhança, o modelo inicialmente regionaliza para a base municipal as amostras de preços e custos disponíveis por estado. Em seguida, são inseridas as medidas de amostras mais detalhadas, em nível municipal ou de microrregião disponíveis. Finalmente, aplica-se uma função de distribuição espacial, interpolando, por meio de médias de vizinhos mais próximos, os valores das amostras de preços e custos levantadas e criando superfícies contínuas para todo o Brasil.

Como resultado, obtêm-se superfícies de custos e de preços para os anos 2009 e 2012 por cultivo. Os dados de produção em nível municipal (IBGE, 2012) são, então, associados à superfície de custos de produção, resultando em estimativas de custos de acordo com a produção municipal em reais por hectare. O mesmo foi realizado com a superfície de preços, chegando-se a estimativas de receita obtida pela venda em reais por hectare. Os custos de produção são, então, abatidos do valor de produção municipal (R\$/ha), fornecendo uma estimativa da rentabilidade (R\$/ha) do cultivo por município.

f) Cálculo da rentabilidade e do valor presente líquido

A rentabilidade representa o retorno econômico esperado para um investimento, no caso da agricultura, o retorno sobre o capital investido na produção agrícola. Para este estudo, a rentabilidade de um cultivo representa o valor obtido pelo abatimento dos custos operacionais desembolsados na produção da receita obtida pela sua venda, de acordo com a Equação 1:

Equação 1

$$R = Vp - Cp$$

Onde:

R = rentabilidade

Vp = valor da produção

Cp = custos de produção

Para fins de comparação do retorno econômico de cultivos temporários e permanentes, esses últimos demandando investimentos num horizonte de tempo superior a um ano, utilizou-se o VPL de cada cultivo analisado. Economistas centram muitas de suas análises em um mercado no qual oferta e demanda são baseadas nas percepções de valor presente e escassez. No entanto, quando se vai além da simplicidade do curto prazo, em especial quando os custos e benefícios se realizam em diferentes pontos no tempo, é importante utilizar descontos para análises de longo prazo. O desconto ajusta custos e benefícios para um ponto comum no tempo. Essa abordagem pode ser útil para ajudar a determinar a melhor forma de utilizar os recursos naturais não renováveis.

O VPL consiste em um cálculo usado para estimar o valor – ou benefício total – referente à vida de um projeto em particular, muitas vezes, investimentos de longo prazo. O VPL permite que os tomadores de decisão comparem várias alternativas em uma escala de tempo similar mediante a conversão de todas as opções para valores na moeda corrente atual. Um projeto é considerado aceitável se o VPL for positivo ao longo da vida esperada do projeto. A fórmula para o VPL (Equação 2) requer que se saiba o tempo provável (t, geralmente em anos) em que o dinheiro será investido no projeto, a extensão temporal do projeto (V, na mesma unidade de tempo, como t), a taxa de interesse (i) e do fluxo de caixa nesse ponto específico no tempo (entrada de caixa – saída de caixa, C).

Equação 2

$$VPL = \sum_{t=1}^n \frac{FCt}{(1+i)^t}$$

Onde:

VPL = valor presente líquido

n = ano final

t = tempo

FC = fluxo de Caixa

i = taxa de interesse

O VPL foi calculado para um horizonte temporal de 30 anos, a uma taxa de juros anual de 5% (taxa média de juros para agricultura no período). No caso dos cultivos permanentes (café arábica, café robusta, laranja) do fluxo de caixa inicial, será descontado o custo de formação. Para o cultivo semipermanente (cana-de-açúcar), um custo adicional será acrescido a cada cinco anos, representando a reforma do canavial.

Como mencionado na seção 2.1, os mapas de rentabilidade produzidos (Figura 6) foram utilizados para compor a superfície integrada utilizada para a alocação dos cultivos agrícolas. Estes representam as estimativas para o ano de 2010, que será considerado como ano-base, posteriormente, para a construção dos cenários relativos ao setor de Afolu.

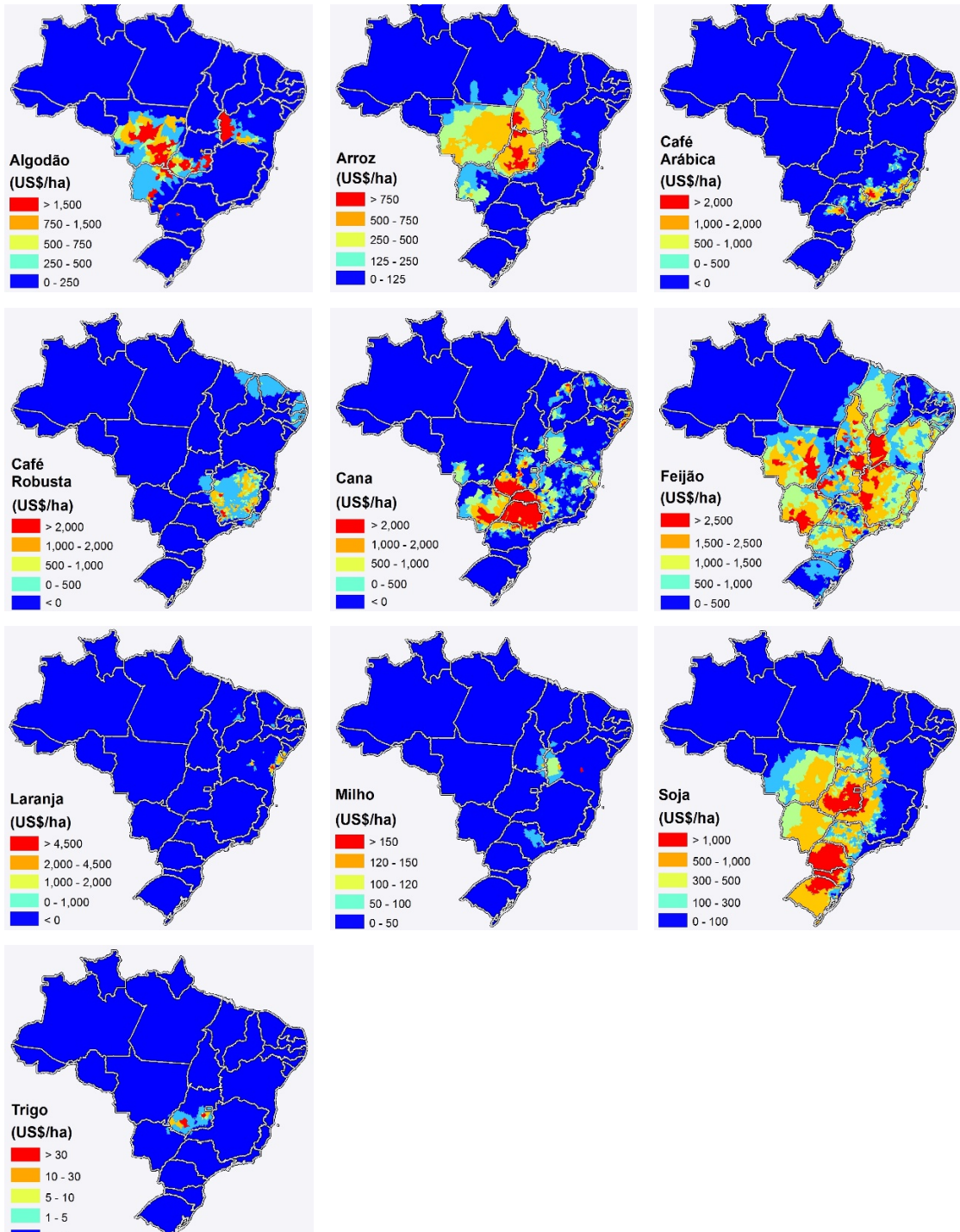


Figura 6 – Rentabilidade dos Principais Produtos Agrícolas em 2010

2.2.1.2 ESTIMATIVA DE RENTABILIDADE DA FLORESTA PLANTADA

A avaliação de viabilidade econômica no setor florestal é regida pelo mesmo princípio de qualquer atividade econômica, baseada na comparação dos custos decorrentes do processo produtivo com as receitas obtidas com a venda do produto final (BERGER; GARLIPP, 1982). Silva et al. (2002) argumentam que a avaliação dos projetos florestais deve ser baseada em seu fluxo de caixa, que consiste nos custos e nas receitas distribuídos ao longo da vida útil do empreendimento.

Assim, foram modeladas superfícies espaço-econômicas representando a variação espacial da rentabilidade potencial da atividade florestal utilizando o VPL, método frequentemente empregado para indicar a efetividade econômica de empreendimentos florestais (BERGER; GARLIPP, 1982; RODRIGUES, 1991; REZENDE; OLIVEIRA, 2001; SILVA; FONTES, 2005).

Embora sensível à taxa de desconto utilizada, o VPL é um dos melhores métodos e conduz, geralmente, ao resultado correto (SILVA et al., 2002). Assumiu o horizonte de 21 anos de vida útil do empreendimento e uma taxa de juros de 5%, conforme será explicado a seguir.

Foi utilizado o valor anual equivalente (VAE) (SILVA; FONTES, 2005) para representar a rentabilidade anual correspondente ao VPL no horizonte de tempo considerado. Esse critério é útil na comparação de investimentos com horizontes diferentes (REZENDE; OLIVEIRA, 2001; RODRIGUES, 1991):

Equação 3

$$VAE = \frac{VPL * i}{\left[1 - (1 + i)^{-n} \right]}$$

Onde, n = duração do projeto; i = taxa de juros

Para a análise de rentabilidade de projetos florestais, não foi considerado o custo da terra, de maneira a compatibilizar essa análise com o conceito de custo operacional da agricultura definido pela Conab (2010). Portanto, esse custo não inclui a retribuição ao fator terra, a remuneração ao empresário e a remuneração ao capital fixo (juros de investimentos), itens que fazem parte das estruturas de custo total de produção. Os valores de custos comuns referentes a implantação, manutenção e replantio foram baseados no custo de produção (R\$/ha) apresentado no *Anuário da Agricultura Brasileira 2012* (FNP, 2013).

Todos os fatores que compõem os custos de implantação (preparo do solo, aplicação de herbicidas, combate a formigas, plantio, replantio etc.) podem variar devido a peculiaridades locais e particularidades de cada produtor, apresentando efeito menos evidente na análise econômica (REZENDE et al., 2006). Assim, adotou-se um valor fixo levantado por empresas de silvicultura na adoção de todos os tratamentos silviculturais para um correto estabelecimento e condução do povoamento florestal.

Como não há dados disponíveis dos custos de colheita e carbonização espacialmente específicos para as diversas regiões produtoras, foram utilizados valores típicos atualmente praticados no estado de Minas Gerais, de acordo com empresas florestais envolvidas na produção madeireira (GUEDES et al., 2011) e custos correntes (FNP, 2013). Esses itens do custo de produção são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Custos Envolvidos na Produção Madeireira

Descrição	Anos de ocorrência	Unidade	Total
Custo implantação ¹⁹	0	R\$/ha	3.609,74
Custo manutenção ²⁰	Anual	R\$/ha	591,30
Custo manutenção	2	R\$/ha	670,87
Custo manutenção	Anos de colheita	R\$/ha	1.135,53
Custo replantio	Anos de colheita	R\$/ha	213,00
Custo colheita	Anos de colheita	R\$/m ³	24,47
Custo carbonização	Anos de colheita	R\$/mdc	30,10

Fonte: GUEDES et al., 2011; FNP, 2013

Incluem-se rotações do eucalipto com cortes rasos aos 7, 14 e 21 anos para a produção de carvão e madeira para processamento, com produtividade esperada para o primeiro corte de 300 m³/ha e decaimento de 10% a cada ciclo. Assim, assumiu-se que os projetos florestais para a produção de madeira têm horizonte de 21 anos e se usou uma taxa de juros de 5%. É comum, em pesquisas relativas à viabilidade econômica no setor florestal, o uso de taxas de juros arbitrariamente escolhidas na amplitude de 4% a 15% a.a. (REZENDE et al., 2006).

O fator de conversão m³/mdc²¹ aplicado foi de 1,45 (GUEDES et al., 2011) e de 1,40 para m³/st.²² O preço de venda da madeira considerado foi de R\$ 97,27 por mdc para carvão, de R\$ 70,00 por st de madeira para torete. Estes representam a média dos preços em 2012 registrados pelo Centro de Inteligência em Florestas.²³

Como não há dados disponíveis dos custos espacialmente específicos para as diversas regiões brasileiras produtoras, a espacialização do VPL foi determinada basicamente pelo custo de transporte. Esse custo, diretamente relacionado à distância percorrida, tem alta participação nos custos finais da madeira, podendo representar 50% dos custos (CANTO et al., 2006).

¹⁹ Referente a: operações mecanizadas (preparo do solo + adubação, outras despesas); operações manuais (preparo do solo + adubação, preparo do solo + plantio, tratos culturais); insumos; administração.

²⁰ Referente a: operações mecanizadas (tratos culturais, outras despesas); operações manuais (tratos culturais); insumos; administração.

²¹ Metros cúbicos de carvão vegetal.

²² Metro estéreo, refere-se ao volume de madeira medido na forma empilhada.

²³ Séries históricas da cotação dos principais produtos madeireiros e não madeireiros de florestas plantadas. Disponível em: <<http://www.ciflorestas.com.br/cotacoes.php>>. Acesso em: 25 maio 2016.

No Brasil, o meio rodoviário é responsável por 85% de toda a madeira transportada (SILVA et al., 2007; MACHADO et al., 2009). O custo unitário de transporte da madeira é calculado empregando-se a seguinte equação (SILVA et al., 2007):

Equação 4

$$CT = \frac{Pf}{Cap} 2D \times P$$

Em que:

CT = custo de transporte

Pf = fator indicativo do preço médio do frete no mercado por km (R\$ 2,42/km)

Cap = capacidade de carga²⁴ (28,6 m³ para madeira ou 75 mdc para carvão)

2D = distância multiplicada por dois (km)

P = produção (m³/ha.ano)

Rezende et al. (2006) identificaram um valor para transporte em 2006 equivalente a um litro de óleo diesel por quilômetro rodado. Dessa forma, considerou-se, neste estudo, o valor médio do diesel no Brasil, em 2012, de R\$ 2,42. A capacidade média de carga indicada pela Associação Mineira de Silvicultura (AMS) é de 75 mdc para carvão vegetal e de 28,6 m³ para o transporte de madeira. O resultado obtido aplicando-se a equação foi validado a partir de dados disponibilizados pela AMS de seus associados.

Foi desenvolvido o submodelo de logística da madeira para obter superfícies de custo acumulado do custo de transporte de madeira no Brasil. Estas representam o valor necessário para transportar a produção unitária até o centro de transformação/consumo mais próximo via malha rodoviária brasileira. Para isso, a Equação 4 foi utilizada considerando o valor de *P* igual a um (1). As principais entradas do submodelo são: custo unitário (R\$/m³/km); localização dos centros de transformação/consumo da madeira no país para carvão vegetal, celulose, painéis de madeira reconstituída e madeira serrada; e mapa rodoviário brasileiro. Os resultados desse submodelo são apresentados na Figura 7.

As dimensões continentais do Brasil favoreceram o desenvolvimento do parque industrial de base florestal ao longo de todo o seu território, porém concentrado em algumas regiões. Projetos florestais tendem a se concentrar em regiões onde aspectos regionais e logísticos favorecem a geração de economias de escala e consequentemente competitividade. As regiões onde estão localizados os principais centros industriais consumidores de madeira de florestas plantadas estão assinaladas na Figura 8 (dados cedidos pela Secretaria de Assuntos Estratégicos – SAE/Presidência da República).

As superfícies espaço-econômicas da rentabilidade potencial da atividade florestal, por produto, são apresentadas na Figura 9. Os resultados da estimativa do VPL para projetos de 21 anos, considerando o maior valor para cada célula resultante da rentabilidade dos produtos modelados, indicam uma faixa de retorno de até R\$ 21 mil para projetos de florestas plantadas no Brasil com finalidade de produção de carvão vegetal, celulose e painéis industrializados.

24 Capacidade de carga média dos caminhões que realizam esse tipo de transporte no Brasil indicada pela Associação Mineira de Silvicultura (AMS).

No entanto, o VPL apresentou valores negativos de retorno econômico a partir de uma distância percorrida. Esse cálculo considera a presente malha rodoviária brasileira e a localização atual dos principais centros industriais consumidores de madeira de florestas plantadas, indicando áreas em que o projeto não estaria remunerando o capital investido, conforme taxa de desconto assumida. Esses casos ocorreram em quase a totalidade da região Norte do Brasil, em grande parte do Nordeste e em certas porções da região Centro-Oeste.

A representação anualizada, VAE (Figura 10), indica um limite máximo de R\$ 1.100 de retorno anual para a atividade no horizonte de tempo considerado. Esses valores máximos são obtidos em um raio de 100 km aos principais centros de consumo/transformação da madeira de florestas plantadas. Nessas regiões mais rentáveis, o retorno econômico médio obtido é de cerca de R\$ 780 por hectare.

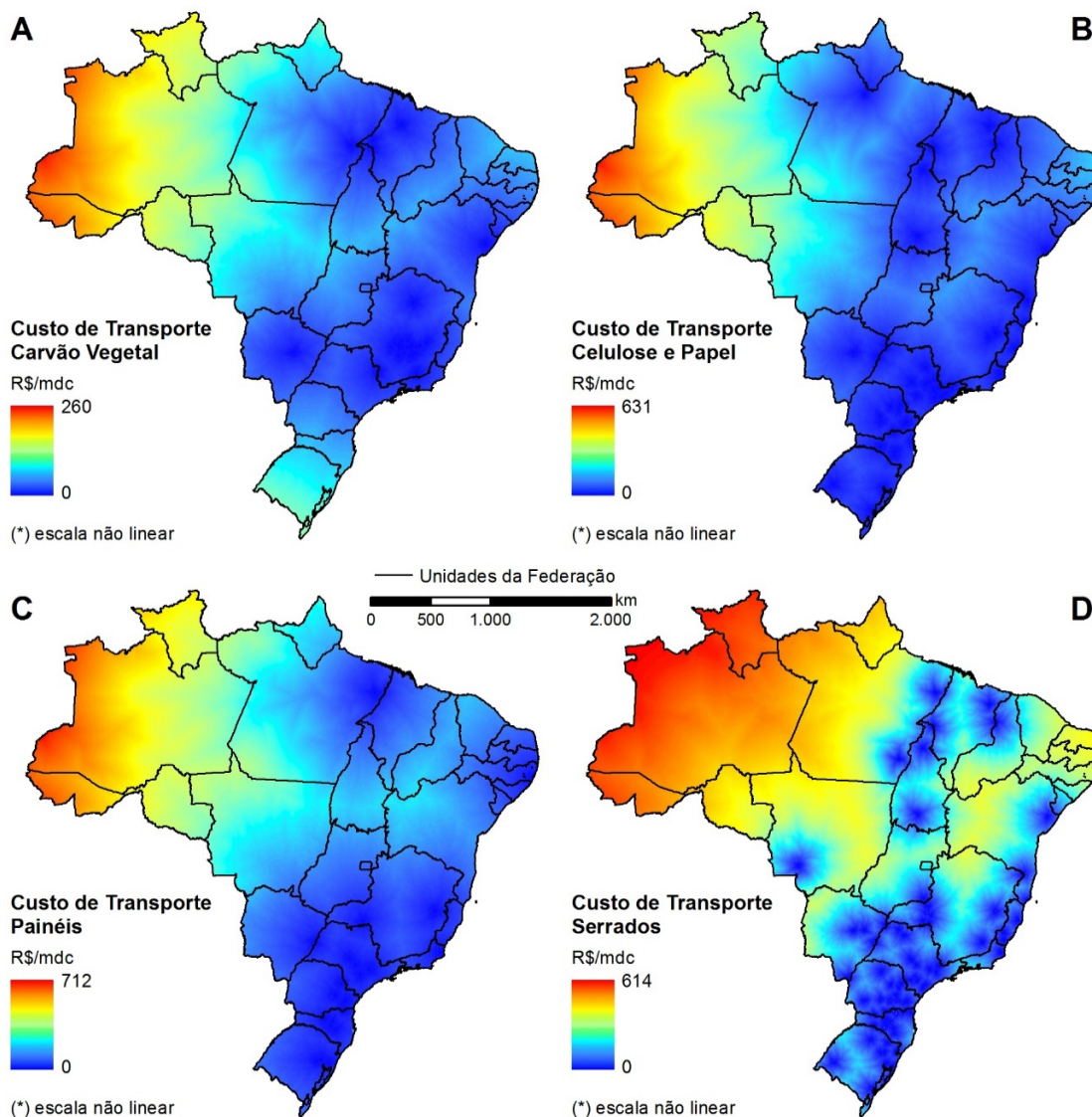


Figura 7 - Superfície do Custo Unitário de Transporte Rodoviário de (A) Carvão Vegetal; (B) Madeira para Celulose e Papel; (C) Madeira para Painéis de Madeira Reconstituídos; e (D) para Madeira Serrada

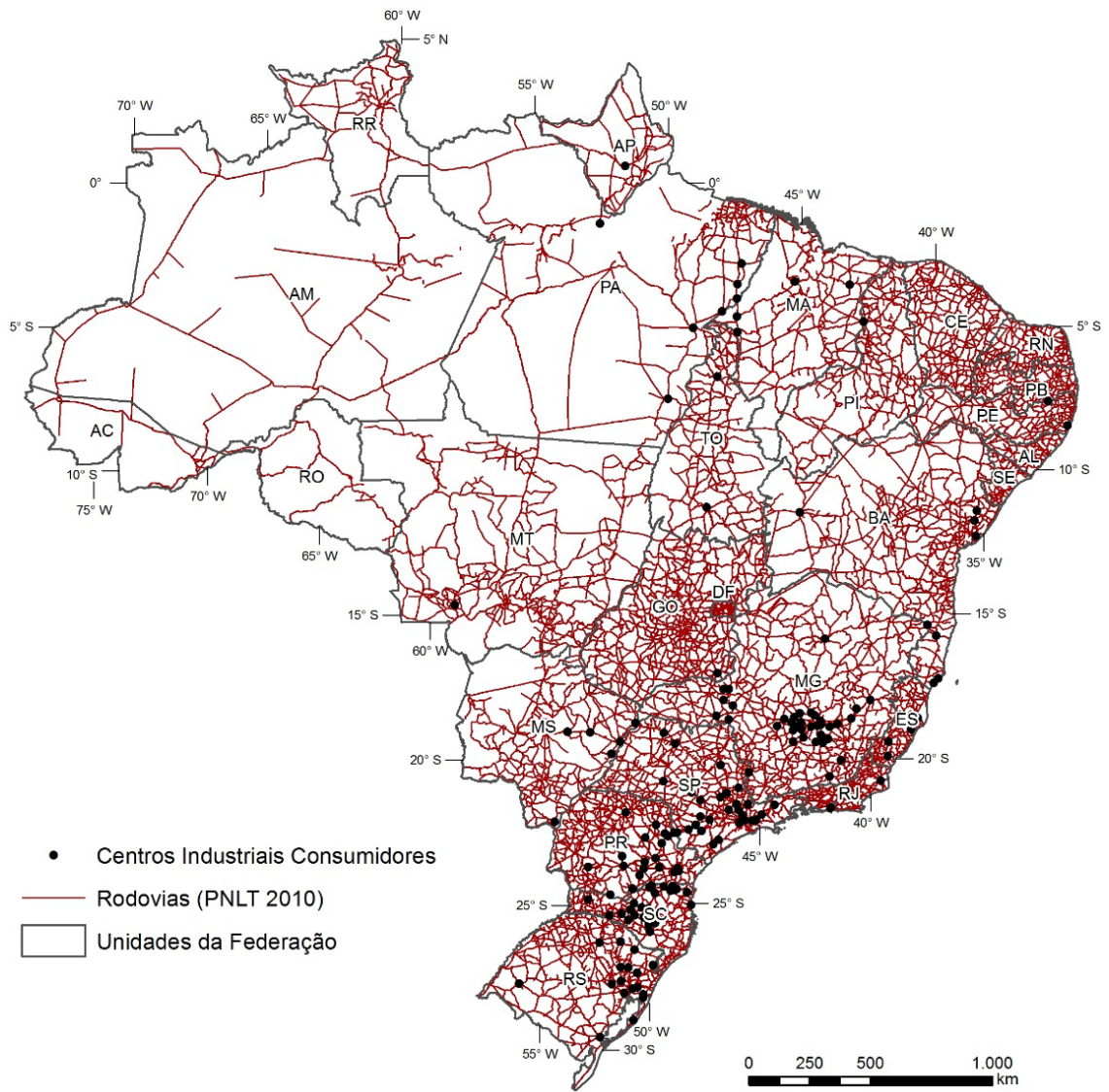


Figura 8 – Principais Centros Industriais Consumidores e Malha Rodoviária

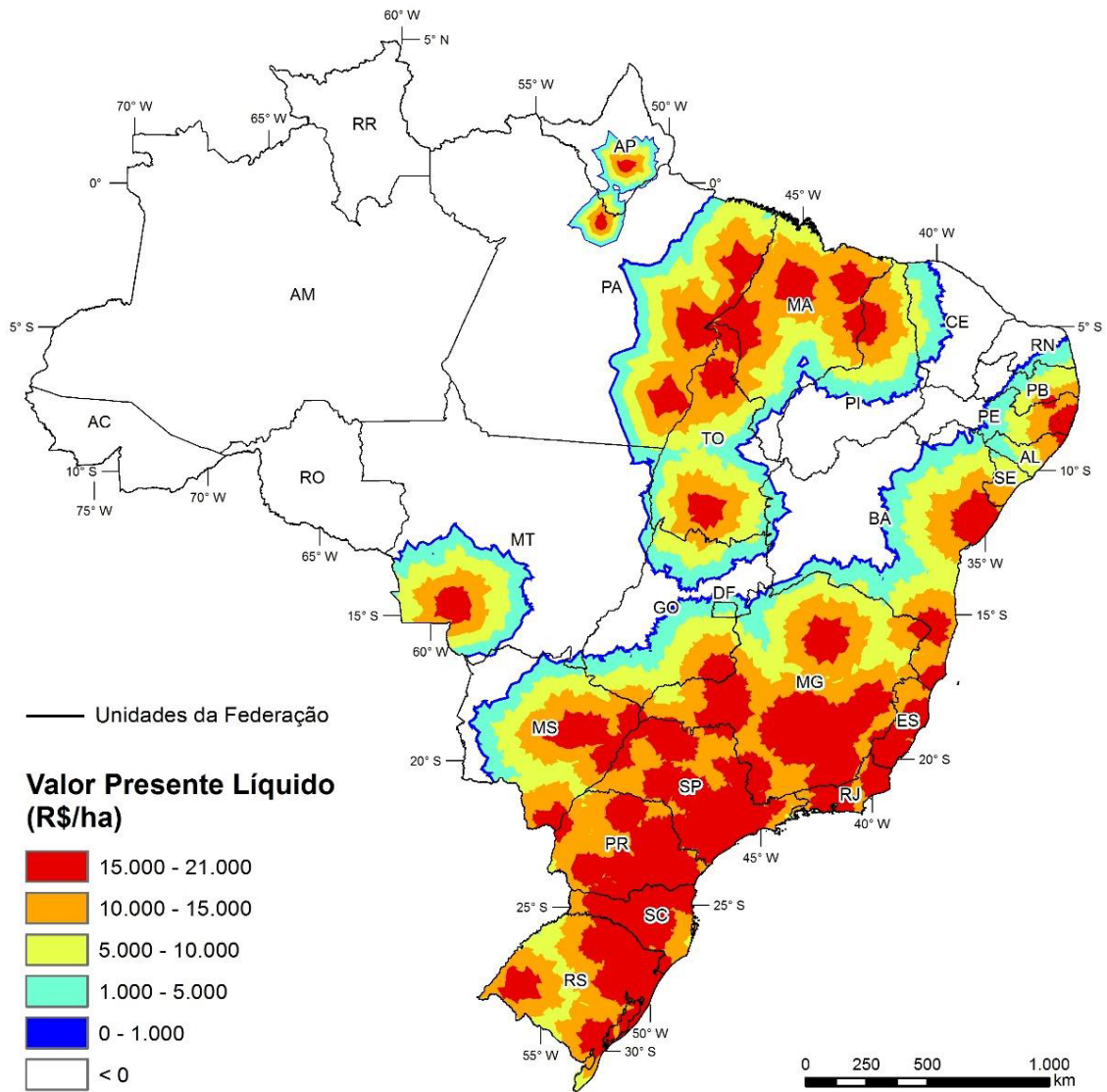


Figura 9 - Estimativa do VPL, Consolidado, para a Atividade Florestal no Brasil com Finalidade de Produção de Carvão Vegetal, Celulose, Painéis de Madeira Reconstituída e Madeira Serrada

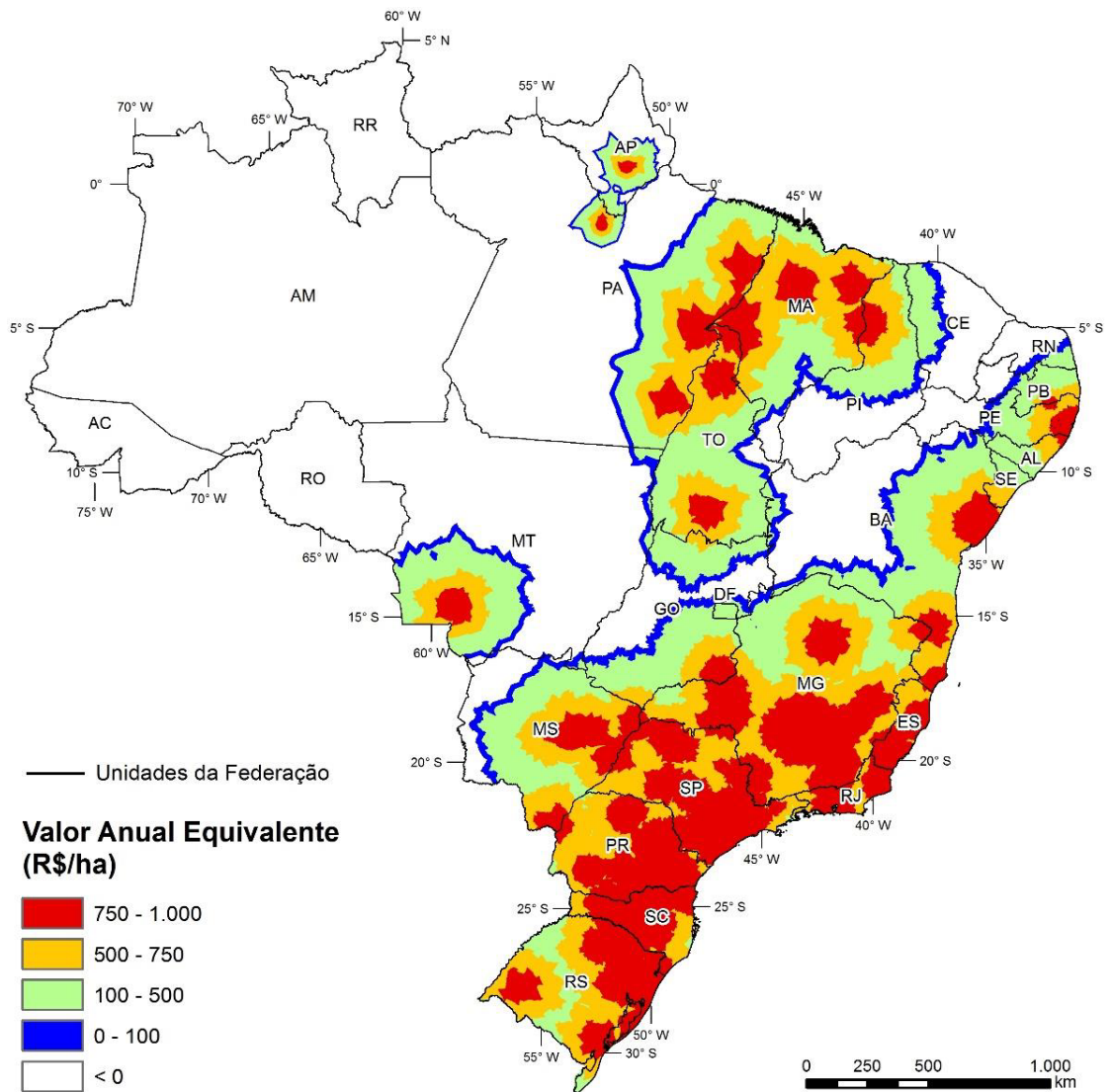


Figura 10 - Estimativa do VAE, Consolidado, para a Atividade Florestal no Brasil com Finalidade de Produção de Carvão Vegetal, Celulose, Painéis de Madeira Reconstituída e Madeira Serrada

2.2.2 APTIDÃO E FAVORABILIDADE CLIMÁTICA

2.2.2.1 APTIDÃO E FAVORABILIDADE CLIMÁTICA DOS CULTIVOS

A propensão à ocorrência de certo cultivo, dadas as condições climáticas médias locais em termos de disponibilidade hídrica e média termal, representa a favorabilidade climática. Esse aspecto é caracterizado pela relação verificada empiricamente das variáveis climáticas e das variações geográficas.

O objetivo foi identificar as áreas favoráveis para os 15 principais cultivos do agronegócio brasileiro citados na seção 2.1, de forma que seus resultados possam ser aplicados na condução das simulações da expansão da agricultura. Para tanto, em uma primeira etapa, mapas de aptidão climática foram desenvolvidos considerando parâmetros existentes na literatura que pudessem ser aplicados sobre um conjunto de normais climatológicas mensais e anuais apresentadas na forma de mapas de valores contínuos para todo o país. Em uma segunda etapa, o método dos pesos de evidência (BONHAM-CARTER, 1994), implementado na plataforma de modelagem Dinamica EGO (SOARES-FILHO et al., 2013), foi utilizado para verificar a relação entre a ocorrência atual dos cultivos e as características climáticas gerais dos locais de ocorrência. Isso possibilitou a geração de mapas de “favorabilidade climática” ao cultivo, uma vez que o método permite identificar áreas com características climáticas semelhantes aos locais onde o cultivo ocorre e estabelecer uma “probabilidade” de ocorrência ligada aos fatores climáticos.

É importante mencionar que as técnicas agrônômicas têm sido responsáveis pelo desenvolvimento de uma ampla variedade de cultivares cada vez mais tolerantes a uma diversidade maior de ambientes, o que tem possibilitado o desenvolvimento de cultivos em regiões outrora consideradas inaptas à agricultura. Esses fatores deverão ser levados em conta na interpretação dos mapas de aptidão e favorabilidade, os quais fornecem apenas uma indicação de regiões mais favoráveis ao cultivo em termos climáticos gerais, mas que não representam as possíveis adaptações proporcionadas por técnicas agrícolas e uso de irrigação.

A produção dos mapas de aptidão e de favorabilidade climática aos cultivos foi desenvolvida usando-se critérios pesquisados na literatura e testes de verificação desses critérios quando confrontados com dados da produção agrícola atual no Brasil.

Para a produção dos mapas de aptidão e favorabilidade climática, esta sequência de etapas metodológicas foi adotada (Figura 11):

- a) Obtenção dos dados de variáveis climáticas;
- b) Cálculo do balanço hídrico espacializado para o Brasil;
- c) Pesquisa bibliográfica: exigências/restrições hídricas e térmicas dos cultivos;
- d) Obtenção de dados de rendimento e área colhida por município por cultivo;
- e) Confecção dos mapas de aptidão hídrica e térmica;
- f) Criação do mapa de alocação de cultivos para o cálculo dos pesos de evidência;
- g) Cálculo dos pesos de evidência e modelagem da favorabilidade climática aos cultivos.

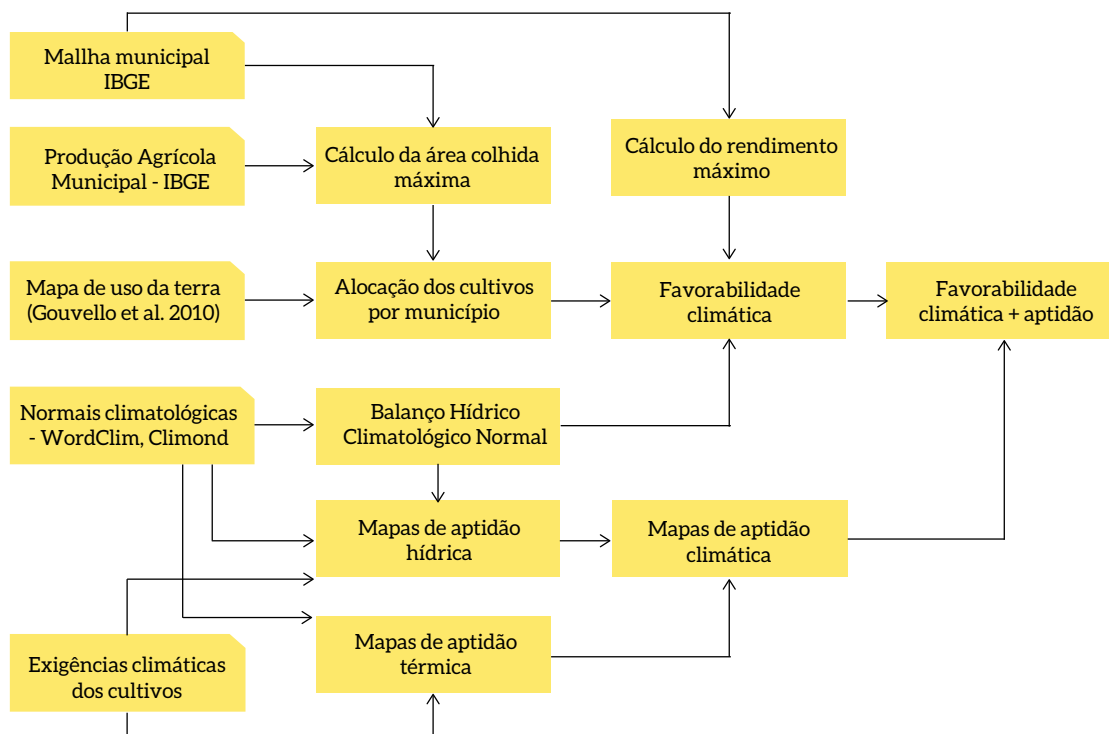


Figura 11 – Etapas Metodológicas

A seguir, detalham-se as diferentes etapas metodológicas consideradas no estudo.

a) Obtenção de dados de variáveis climáticas

Foi considerada a climatologia média para todo o Brasil, em termos de precipitação, temperatura média, umidade relativa, temperatura máxima e mínima, apresentadas sob a forma de normais climatológicas mensais geograficamente explícitas (mapas em formato *raster*). As normais climatológicas de temperatura e precipitação são obtidas a partir do banco de dados WorldClim (HIJMANS et al., 2005), e as normais de umidade relativa, do banco de dados Climond (KRITICOS et al., 2012).

O WorldClim consiste em um banco de dados climáticos geograficamente distribuído (também conhecidos como superfícies climáticas) desenvolvido a partir da interpolação de uma série histórica de dados observados em estações meteorológicas para uma resolução espacial de 30 arco-segundos (aproximadamente 1 km). O WorldClim foi criado pela combinação de diferentes bancos de dados que coletam e organizam informações meteorológicas de estações ao redor do mundo, entre eles, Global Historical Climatology Network (GHCN), Food and Agriculture Organization (FAO) e World Meteorological Organization (WMO). Foram consideradas, para a criação desse banco de dados, a precipitação mensal e as temperaturas médias, mínimas e máximas mensais (HIJMANS et al., 2005). Os dados foram interpolados espacialmente utilizando o *software* Anusplin, por meio do *thin-plate smoothing spline algorithm* (HUTCHINSON, 2004). Latitude, longitude e relevo foram as variáveis independentes no processo de interpolação. Os dados de altimetria foram obtidos do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), inicialmente disponíveis em 90 metros de resolução e posteriormente

agregados para 30 arco-segundos (aproximadamente 1 km). As normais climatológicas mensais foram calculadas para o período 1960-1990, no entanto, para regiões com registros predominantemente recentes, considerou-se o período 1950-2000 (ex. Amazônia) (HIJMANS et al., 2005). Para cada variável, as normais são apresentadas em 12 mapas, correspondentes às normais de cada mês no período.

As normais climatológicas mensais de umidade relativa do ar foram obtidas a partir do banco de dados Climond (KRITICOS et al., 2012) em resolução espacial original de 10 arco-minutos (aproximadamente 19 km na latitude do Equador). Esses dados foram recompilados de Climate Research Unit (CRU), University of East Anglia (NEW et al., 2002), e são baseados em dados observados de estações meteorológicas.

b) Cálculo do balanço hídrico espacializado para o Brasil

O balanço hídrico climatológico (THORNTHWAITE; MATHER, 1955) é utilizado neste trabalho para o cálculo dos excedentes hídricos e déficits hídricos mensais baseados nas normais climatológicas para o Brasil. O balanço hídrico (BHC) é um método de cálculo da água disponível no solo, frequentemente utilizado para aplicações agrônômicas. Para a presente aplicação, foi desenvolvida uma versão espacializada do modelo BHC no *software* Dinamica EGO (LIMA et al., 2012a). A partir dos procedimentos mencionados na etapa "a", foram gerados mapas de evapotranspiração potencial, armazenamento de água no solo, evapotranspiração real, excedente hídrico e déficit hídrico em escala mensal (Figura 12). Dentre esses produtos, os mapas de excedentes hídricos e déficits hídricos mensais constituem variáveis a serem utilizadas para a modelagem da aptidão e favorabilidade climática para a maior parte dos cultivos.

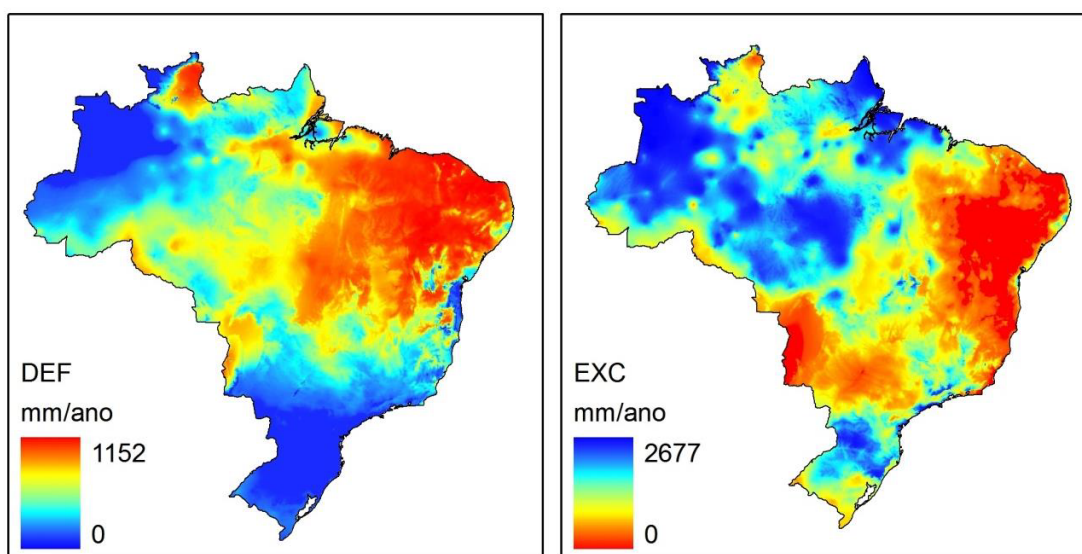


Figura 12 - Déficit Hídrico e Excedente Hídrico Anual Simulados pelo Modelo BHC para uma Capacidade de Água Disponível Igual a 100 mm

c) Pesquisa bibliográfica para definição das restrições hídricas e térmicas

Uma pesquisa bibliográfica foi feita para obtenção de critérios de aptidão e/ou restrições climáticas para as culturas em estudo. Foram utilizados dados e bibliografia disponíveis nos sítios da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) e da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO), além de outras fontes (ex. MONTEIRO et al., 2009).

Foram considerados somente os critérios climáticos aplicáveis a normais climatológicas mensais e/ou anuais e ao balanço hídrico climatológico normal em escala mensal. Não são levadas em conta as fases fenológicas e as diferenças entre cultivares. Em termos de época de plantio, foi considerada apenas a estação do ano em que o cultivo é plantado em cada região. Essa restrição decorre da inexistência de um banco de dados sistematizado com informações detalhadas sobre as exigências térmicas e hídricas de cada um dos principais cultivos no Brasil, considerando as diferentes fases fenológicas e épocas de plantio e suas diferenças regionais. Por último, muitas exigências climáticas encontradas na literatura se aplicam somente à escala do cultivo em campo, em um contexto estritamente local.

Em consideração a essas questões, foram adotados critérios selecionados a partir da literatura que refletem as condições menos restritivas, considerando as ocorrências observadas dos cultivos como parâmetro de exclusão dos critérios inapropriados (Tabela 5). Os critérios mais recorrentes citados em literatura referem-se a temperatura média anual e/ou mensal, temperaturas máximas e mínimas mensais, precipitação anual e déficit hídrico anual. Dessa forma, a maior parte dos limiares adotados deve refletir esses parâmetros.

Tabela 5 – Critérios Hídricos e Térmicos Adotados para Produção dos Mapas de Aptidão Climática para Cada Cultivo

	Aptidão Hídrica	Aptidão Térmica
Algodão	P > 500 mm/ano	Tmed anual > 18° C
Arroz	n. meses >= 4 com DEF = 0 mm/mês	Tmed anual > 15° C; n. meses > 4 com Tmed > 19° C
Banana	DEF <= 80 mm/ano	Tmed anual > 17° C
Café arábica	DEF < 150 mm/ano	17° C < Tmed anual < 24° C; Tmed mês mais frio > 14° C Latitude > 25° (risco geadas)
Café robusta	DEF < 150 mm/ano	20° C < Tmed anual < 27° C Latitude > 25° (risco geadas)
Cana	DEF < 400 mm/ano; n. meses >= 4 com DEF = 0 mm/ano	Tmed anual > 17° C
Feijão	n. meses >= 4 com DEF = 0 mm/mês	n. meses > 3 com Tmed mensal > 10° C e com Tmax <= 34° C
Fumo	n. meses > 4 com P >= 90 mm/mês	n. meses > 4 com Tmed > 17° C
Laranja	P > 1000 mm/ano	Tmed anual > 16° C
Mandioca	n. meses >= 3 com DEF = 0 mm/mês	Tmed anual > 16° C
Milho	n. meses >= 4 com DEF = 0 mm/mês	Tmed verão > 15° C
Soja	n. meses >= 4 com DEF = 0 mm/mês P nos 4 meses mais secos < 15 mm/mês	n. meses > 6 com Tmin > 10° C e com Tmax < 40° C
Trigo	n. meses >= 4 com DEF = 0 mm/mês; UR anual < 65 %	Meses [Abr - Set] com Tmax < 32° C em no mínimo 3 meses Meses [Abr - Set] com Tmed < 25° C em no mínimo 2 meses

Legenda: P = precipitação; DEF = déficit hídrico; UR = umidade relativa; Tmax = média mensal das temperaturas máximas; Tmed = temperatura média mensal; mm = milímetros.

d) Obtenção de dados de rendimento e área colhida por município

Para obtenção de dados de rendimento (quilogramas/hectare) e área colhida (hectares), foi consultada a PAM por meio do Banco de Dados Agregados do IBGE para o período de 2005 a 2010.

A partir desses dados, foram calculados, para cada município, os rendimentos máximos e a área colhida máxima no período considerado para todas as culturas mencionadas na subseção 2.1 – a Figura 13 apresenta os rendimentos para algumas dessas culturas. Posteriormente, esses dados foram utilizados para verificar a ocorrência dos cultivos e validar os parâmetros de restrições climáticas adotados. Além disso, os dados foram usados como parâmetros de entrada para o cálculo dos pesos de evidência para a produção dos mapas de favorabilidade climática.

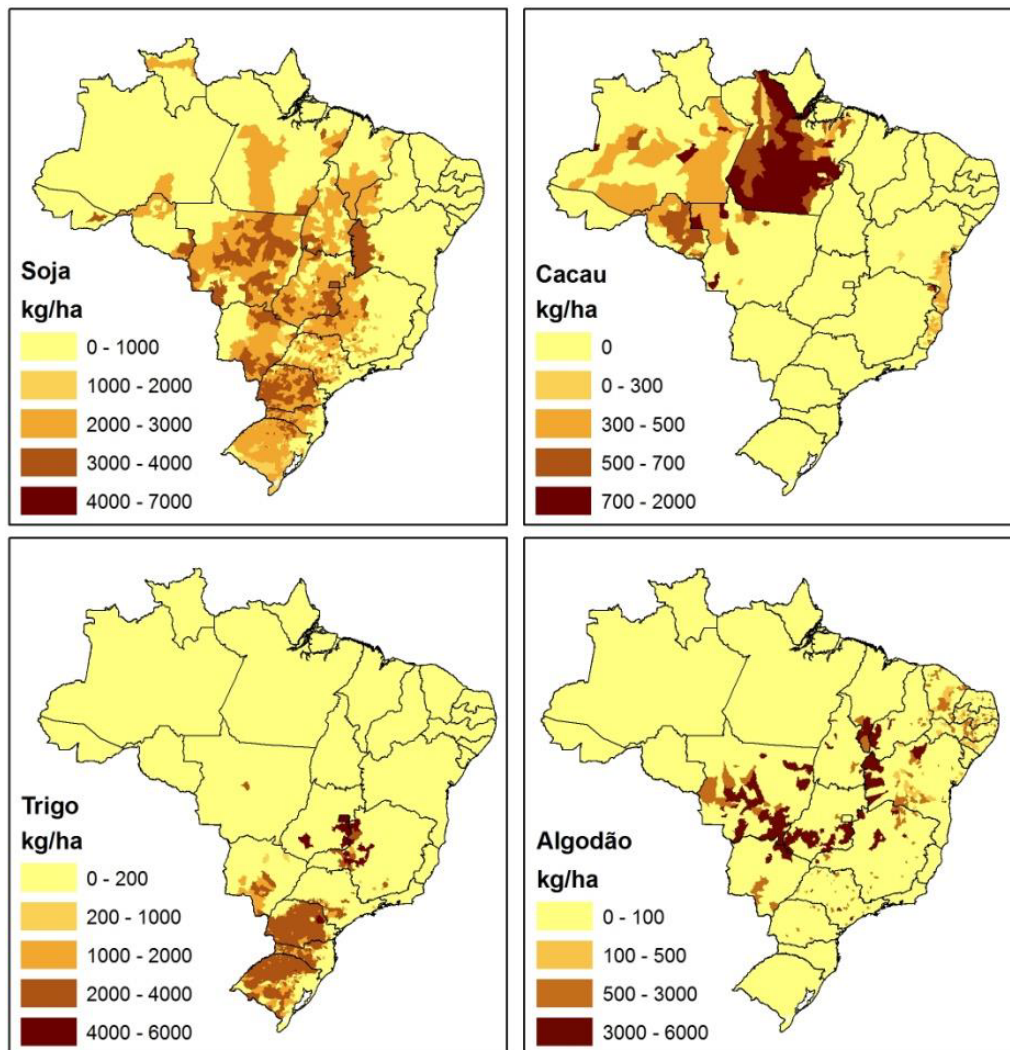


Figura 13 – Rendimento da Produção (quilogramas/hectares) por Cultivo para o Ano 2010 (IBGE)

e) Confecção dos mapas de aptidão hídrica e térmica

Os critérios aptidão e/ou restrições climáticas e seus valores descritos em literatura foram testados quanto à sua validade na caracterização da aptidão dos cultivos, adotando-se o seguinte procedimento:

- i)** Foram produzidos (primeira versão) mapas categóricos com as classes “apto” e “inapto” de acordo com os critérios climáticos obtidos em literatura;
- ii)** Foram obtidos dados de área colhida e rendimento para o cultivo em estudo por município;
- iii)** Procedeu-se ao cruzamento de informações de área colhida e rendimento com os mapas categóricos de aptidão;
- iv)** Foram eliminados todos os critérios que apontarem como inaptas as áreas que têm o cultivo, segundo os dados de área colhida e rendimento;
- v)** As áreas inaptas devido à carência de água suficiente para o cultivo, mas que foram consideradas termicamente aptas, foram enquadradas em uma terceira classe: “apto com irrigação”;
- vi)** Foram adotados os critérios e limiares que melhor se adequaram à realidade da produção agrícola no Brasil.

Em alguns casos, nenhum dos critérios encontrados em literatura foi adequado para representar a aptidão, uma vez que ocorriam cultivos em áreas fora das exigências climáticas relatadas. Nesse caso, foram adotados limiares menos restritivos. Isso se justifica a partir da consideração de que as técnicas agronômicas têm avançado consideravelmente no desenvolvimento de cultivares cada vez mais tolerantes a climas diferentes.

Os mapas de aptidão gerados para cada cultivo consistem em três tipos: aptidão hídrica, aptidão térmica e aptidão climática – a Figura 14 consiste em uma combinação para os dois primeiros e apenas para algumas culturas selecionadas. Partindo disso, três classes foram definidas: inapto, apto e apto com irrigação. A terceira classe se refere às áreas com aptidão térmica, mas que não têm disponibilidade hídrica suficiente para as necessidades da planta sem o uso de irrigação.

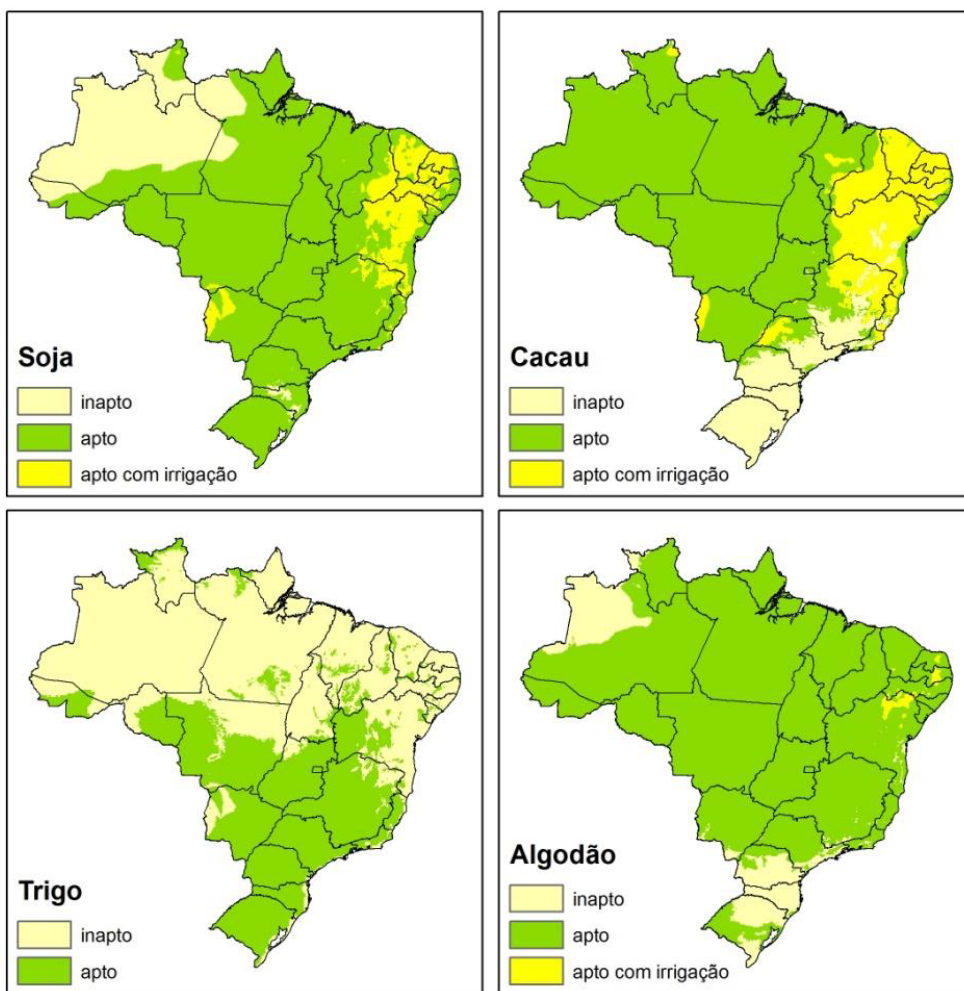


Figura 14 – Aptidão Climática para as Culturas da Soja, Cacau, Trigo e Algodão

f) Criação do mapa de alocação de cultivos

Para a modelagem de favorabilidade climática dos cultivos, foi utilizado o método dos pesos de evidência (BONHAM-CARTER, 1994), o qual utiliza dados de “ocorrências” para verificar a relação existente entre essas e as variáveis climáticas. Nesse caso, as ocorrências se referem aos locais onde ocorre o cultivo em estudo. A partir dos dados da PAM do IBGE, é possível verificar quais são os municípios que têm o cultivo. No entanto, deve-se ressaltar que há municípios que são muito extensos e nos quais o cultivo não ocorre em todo o seu território. Como não há disponibilidade de mapas com as localizações exatas para a maior parte dos cultivos no Brasil, recorreu-se ao seguinte procedimento para 13 dos 15 cultivos estudados (exceto soja e milho safrinha):

- i) Executou-se uma reclassificação do mapa de uso e cobertura da terra para o ano de 2007 (GOUVELLO et al., 2010), reunindo em uma mesma classe todas as áreas que não poderiam apresentar áreas de cultivo, ou seja, áreas que compreendem: corpos d’água, meio urbano e florestas. As demais áreas convertidas foram classificadas como áreas livres para cultivo. Esse mapa foi utilizado como máscara para a alocação espacial dos cultivos;

- ii) Calculou-se a razão entre a área colhida máxima e a área total de cada município. O valor obtido foi multiplicado pelo número de células contidas na área de cada município para estabelecer o número total de células naquele município a serem consideradas para o cultivo. Na existência de uma razão diferente de zero, porém pequena, ao menos uma célula foi alocada para cada município nessa circunstância para evitar a exclusão de municípios com pequenas áreas de cultivo ou a baixa representatividade de municípios com pequena área total. Para os cafés arábica e robusta, o mesmo procedimento foi adotado, porém, em lugar da área colhida máxima no período, adotaram-se os valores de área colhida para o ano 2006, de acordo com o Censo Agropecuário (IBGE, 2012);
- iii) O número total de células para o cultivo foi distribuído espacialmente de forma aleatória entre os pixels livres, de acordo com a máscara obtida com a reclassificação executada. Embora essa alocação não represente com exatidão o local do cultivo, foi elaborada para reduzir o risco de pesos mal balanceados em virtude do uso de dados de rendimento sem consideração à área relativa do cultivo.

O procedimento mencionado não foi adotado para os cultivos da soja e milho safrinha (milho de sequeiro cultivado após a colheita de uma cultura principal). Nesses dois casos, foi utilizado como mapa de ocorrência dos cultivos um mapeamento produzido no âmbito do projeto Canasat/Inpe.

g) Cálculo dos pesos de evidência e modelagem da favorabilidade climática aos cultivos

O método dos pesos de evidência (GOODACRE et al., 1993; BONHAM-CARTER, 1994), adaptado para ocorrências contínuas e implementado no *software* Dinamica EGO (SOARES-FILHO et al., 2013), foi utilizado para a elaboração dos mapas da favorabilidade climática aos cultivos. Esse método bayesiano permite estabelecer relações empíricas entre variáveis espaciais e mudanças no espaço geográfico. A favorabilidade é, então, caracterizada como probabilidade de ocorrência (P), célula a célula, de uma transição de um estado inicial *i* para um estado *j*, dada a presença de uma série de variáveis explicativas (B, C, D, ... N):

Equação 5

$$P = \{i \Rightarrow j \mid B \cap C \cap D \dots \cap N\} = \frac{e^{\sum w_N^+}}{1 + e^{\sum w_N^+}}$$

As normais climatológicas correspondem às variáveis explicativas da ocorrência dos cultivos. Cada ponto do mapa de alocação do cultivo é contado como uma ocorrência. As ocorrências, por sua vez, são associadas aos valores do rendimento máximo no período. A associação ao rendimento consiste em uma adaptação do método dos pesos de evidência que considera não somente a ocorrência/não ocorrência, mas também um valor associado a ela (nesse caso, o rendimento máximo ou quantidade produzida), constituindo os pesos de evidência de ocorrências contínuas²⁵ (SOARES-FILHO et al., 2009).

25 Descrição disponível em: <http://www.csr.ufmg.br/dinamica/dokuwiki/doku.php?id=determine_weights_of_evidence_continuous_occurrences>. Acesso em: 27 maio 2016.

Assim, foi definida a favorabilidade climática como a propensão à ocorrência de um cultivo dadas as condições climáticas médias do local, traduzidas em termos de disponibilidade hídrica e médias termais (Quadro 3). Por meio desse método, regiões com características climáticas afins recebem pesos semelhantes na correlação de ocorrências e climas, posto que têm características climáticas próximas das dos locais onde o cultivo ocorre. Como resultado, a favorabilidade é apresentada em valores contínuos de 0 a 1.

Quadro 3 – Variáveis Climáticas Explicativas Utilizadas na Simulação da Favorabilidade a Cada Cultivo

Cultivo	Variáveis Climáticas*
Algodão	Precip; Tmed; DEF
Arroz	Precip; Tmed; DEF
Cacau	Precip; Tmed; Umid
Café Arábica	Tmed; DEF
Café Robusta	Tmed; DEF
Cana	Tmed; EXC; DEF
Feijão	Tmed; DEF
Fumo	Precip; Tmed
Laranja	Precip; Tmed
Mandioca	Precip; Tmed
Milho	Precip; Tmed; DEF
Milho safrinha	Precip, Tmed e DEF (Jan-Mai)
Soja	Precip; Tmed
Trigo	DEF; UR (outono); maior Tmax

* Abreviaturas conforme legenda da Tabela 5.

Os mapas de favorabilidade são utilizados para simulações relativas a futuros usos da terra, considerando maiores ou menores chances do desenvolvimento de determinado cultivo em uma dada região (Figura 15). Portanto, para a construção dos cenários, no que se refere à alocação dos cultivos, considerar-se-ão os mesmos mapas de favorabilidade climática.

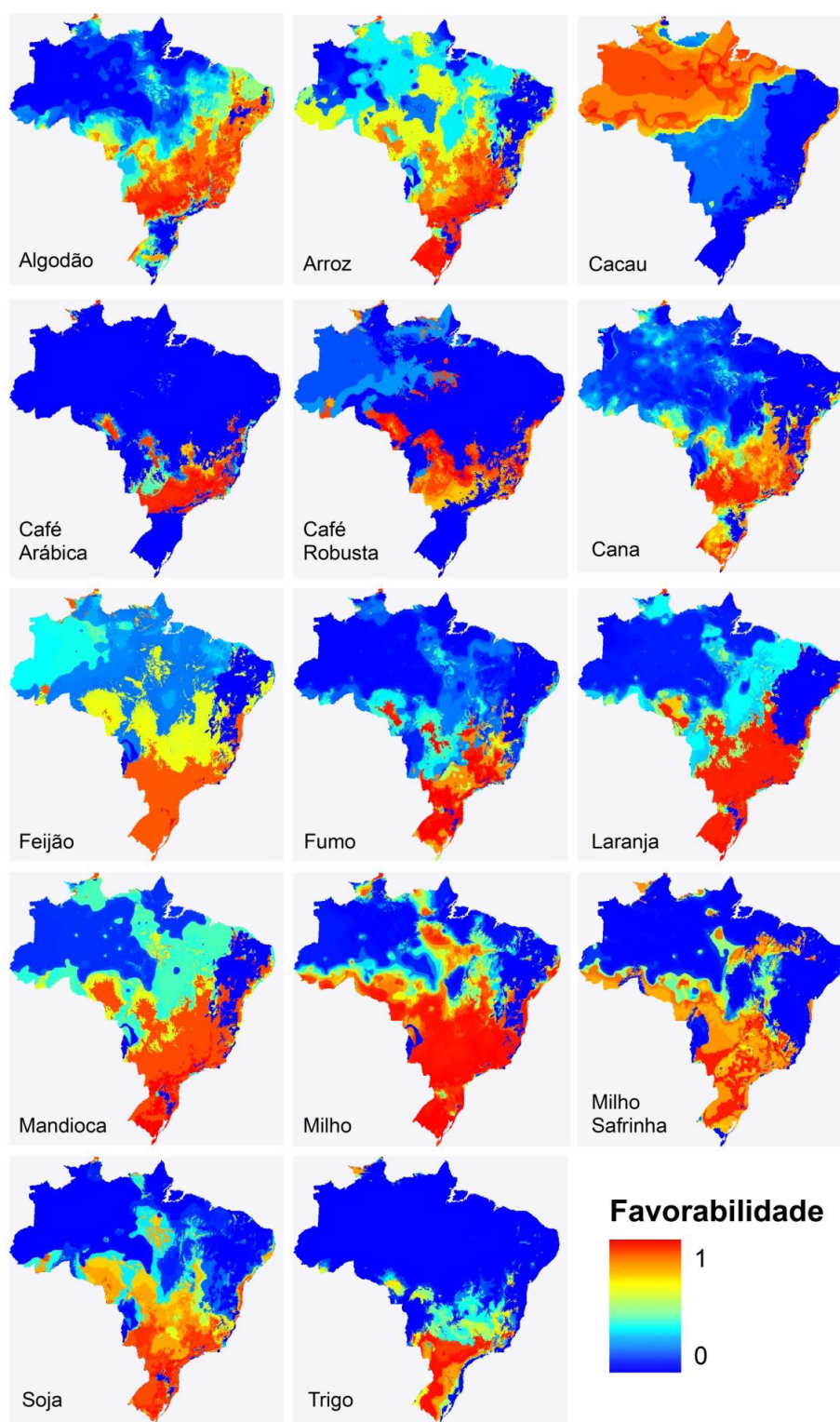


Figura 15 - Favorabilidade Climática para os Cultivos Estudados

2.2.2.2 APTIDÃO E FAVORABILIDADE CLIMÁTICA DAS FLORESTAS PLANTADAS

A análise de favorabilidade climática para alocação e expansão das florestas plantadas é semelhante à considerada na seção anterior, com simplificações da metodologia. Nesse caso, é considerada somente a ocorrência/não ocorrência, e não um valor de rendimento máximo ou quantidade produzida associada a ela. A seguir, serão descritas as etapas metodológicas consideradas.

a) Variáveis climáticas e cálculo do balanço hídrico espacializado

Considerou-se a climatologia média para o Brasil, em termos de precipitação e temperatura média apresentadas sob a forma de normais climatológicas (Figura 16 – mapas A e B). As normais climatológicas de temperatura e precipitação e as normais de umidade relativa foram obtidas do banco de dados WorldClim (HIJMANS et al., 2005) e do banco de dados Climond (KRITICOS et al., 2012), respectivamente. Como para os cultivos agrícolas, o balanço hídrico climatológico (BHC) (THORNTHWAITE; MATHER, 1955) foi utilizado para o cálculo dos excedentes hídricos e déficits hídricos mensais baseados nas normais climatológicas (Figura 16 – mapa C). Foi assumida uma capacidade máxima de armazenamento de água no solo (CAD) de 300 mm, conforme é indicado para espécies florestais (PEREIRA et al., 2002).

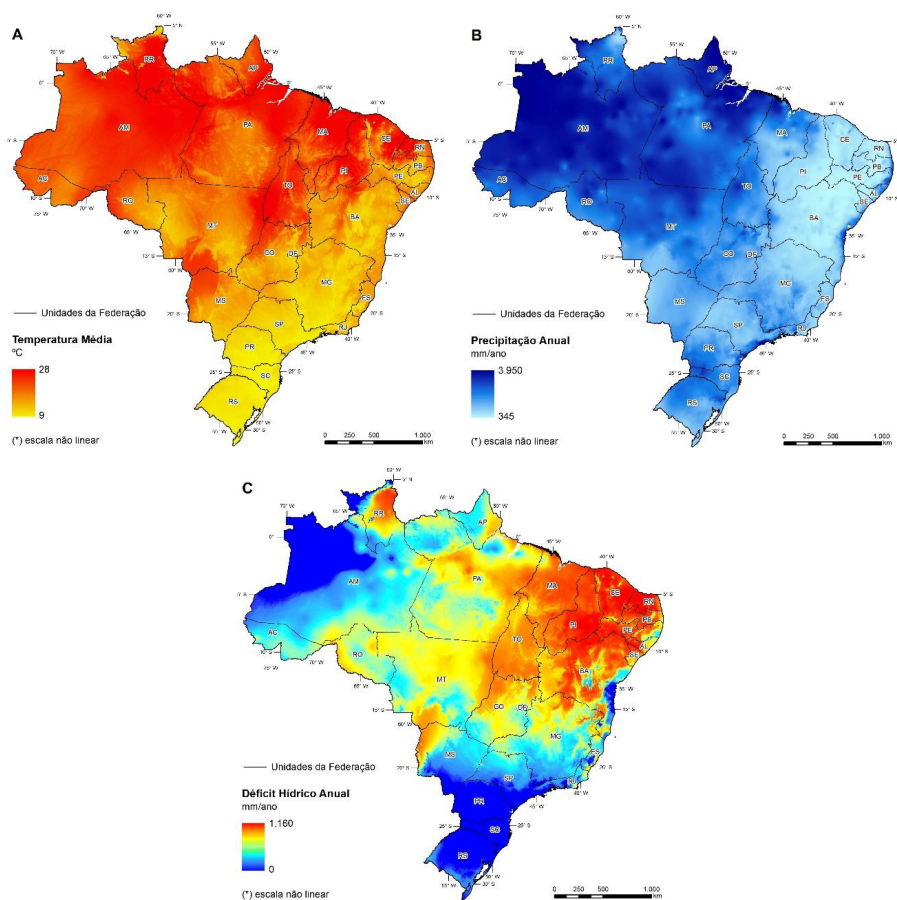


Figura 16 – Variáveis Climáticas, Mapas (A) Temperatura Média, (B) Precipitação Total Anual e (C) Déficit Hídrico Anual

b) Cálculo dos pesos de evidência

As variáveis climatológicas utilizadas para o mapa de favorabilidade foram: precipitação anual, temperatura média anual e déficit hídrico anual. Além dessas variáveis, foi utilizado o mapa dos plantios florestais em Minas Gerais para indicar as ocorrências dos plantios florestais para a modagem de pesos de evidência.

c) Modelagem da favorabilidade climática aos cultivos

As regiões definidas como mais favoráveis às formações de florestas plantadas são aquelas cujas condições climáticas são próximas das características dos locais onde atualmente ocorrem as formações. A favorabilidade é representada em valores contínuos de 0 a 1 (Figura 17).

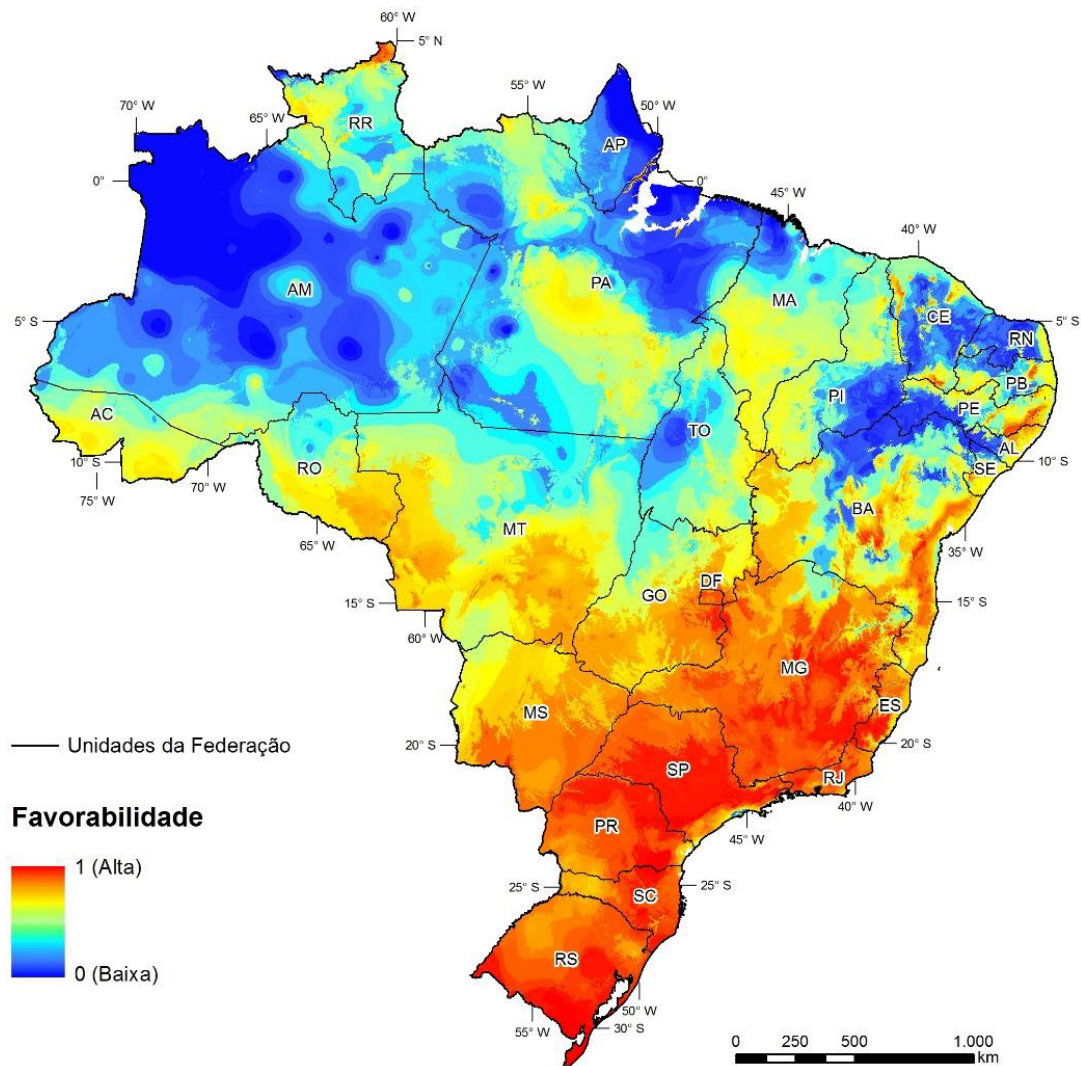


Figura 17 - Favorabilidade Climática Simulada para Plantios Florestais

2.2.2.3 LIMITAÇÕES DA METODOLOGIA

Os mapas de favorabilidade foram desenvolvidos para análises regionais e levam em conta, estritamente, fatores climáticos representados por normais climatológicas mensais e anuais de temperaturas médias, médias das máximas e das mínimas, umidade relativa e precipitação. Portanto, sua construção apresenta limitações que serão destacadas a seguir:

- i)** Resolução espacial dos dados climáticos – a espacialização de dados climáticos está sujeita a disponibilidade e distribuição de estações meteorológicas. Portanto, regiões com baixa densidade de estações, ou cuja série histórica de valores é relativamente curta, podem não ter suas características climáticas bem representadas nas normais climatológicas espacializadas. Nesse contexto, baseado no escopo nacional do estudo, tem-se como objetivo uma caracterização geral do Brasil e não a representação de microclimas locais. Pequenos municípios podem, portanto, estar sujeitos a uma caracterização climática não muito precisa devido à resolução espacial dos dados;
- ii)** Parâmetros para exigências/restrições climáticas dos cultivos – diversos parâmetros podem ser adotados para caracterizar as exigências climáticas dos cultivos. Muitos deles só podem ser aplicados na escala do cultivo em campo e utilizando dados mensuráveis somente nessa escala. Além disso, existe carência de literatura sistematizada para os principais cultivos no Brasil, considerando a diversidade climática do país e as características específicas de cada local, inclusive a qualidade dos solos. Foram considerados somente parâmetros que pudessem ser aplicados às normais climatológicas mensais e anuais. Não foram considerados épocas específicas de plantio, fases fenológicas, exigências da cultura mensuráveis somente em campo, diferentes cultivares e probabilidade de ocorrência de geadas;
- iii)** Influência de outros fatores determinantes da ocorrência dos cultivos – os pesos de evidência definem a propensão, ou não, de ocorrência de um cultivo dadas as condições climáticas atribuídas a cada célula no mapa. Portanto, regiões com grande número de ocorrências de um cultivo favorecem a atribuição de um peso maior para a faixa climática à qual pertencem. No entanto, a ocorrência de um cultivo em um dado local é fruto também de outras variáveis, sejam de ordem socioeconômica, geomorfológica, pedológica ou pela relação com outros usos da terra existentes no local. Por isso, é necessário ressaltar que diferentes usos da terra, presença de infraestruturas (irrigação, barragens, estradas ou hidrovias) ou aptidão física (em termos de solos e relevo) local não foram levados em conta nesta análise, embora possam ser incorporados no futuro. A não ocorrência de um determinado cultivo e, conseqüentemente, o peso reduzido atribuído a algumas regiões podem não ser um reflexo de condições climáticas desfavoráveis, mas, sim, da presença de outros fatores que determinam a não ocorrência de forma mais significativa do que o clima. É o caso, por exemplo, de regiões com extensas áreas protegidas e com pequenas áreas disponíveis para o cultivo. Nessas áreas, embora possam ser climaticamente favoráveis, podem ocorrer pesos reduzidos, o que produz resultados de favorabilidade pouco representativos;

iv) Influência do fator da irrigação sobre os resultados de favorabilidade – até o presente momento, não se encontra disponível ao público nenhum banco de dados sistematizado e atualizado sobre o uso da irrigação no Brasil, de forma que ainda não é possível identificar com precisão quais cultivos são feitos sob regime de irrigação, em quais localidades e em quais épocas do ano (o Censo Agropecuário de 2006 fornece uma visão geral e seus dados serão analisados oportunamente). Algumas regiões, devido às suas características climáticas, não seriam adequadas ao plantio de um determinado cultivo, mas, graças ao uso intensivo da irrigação, tornam-se aptas. Tal fato introduz um viés no método dos pesos de evidência quando aplicado a uma região de cultivos predominantemente irrigados quando não se dispõe de um mapeamento das áreas irrigadas que possa servir como variável explicativa nos modelos. Verificando-se a ocorrência de um cultivo em um dado local e suas características climáticas, interpreta-se que o clima seja favorável, mesmo que o fator que possibilita a ocorrência do cultivo no local seja, na verdade, o uso da irrigação. É o que ocorre notadamente no Vale do Rio São Francisco, região semiárida que, na ausência de técnicas de irrigação, não seria apta aos cultivos que ali são feitos atualmente. Esse problema pode ser adequadamente solucionado ao se dispor de um banco de dados detalhado a respeito do uso da irrigação no país. Entende-se que, em breve, esses dados estarão disponíveis para o Brasil e que, portanto, as simulações possam ser refeitas de forma a solucionarem esse viés.

2.3 MODELAGEM DE EVOLUÇÃO DO REBANHO

Para projetar a evolução do rebanho bovino, utilizou-se um modelo desenvolvido em planilhas do tipo MS-Excel. Esse modelo simula nascimento, engorda, venda e morte de animais, desagregados por categoria animal (de acordo com sexo e idade) e com o tipo de sistema de manejo (pastagem degradada, pastagem extensiva, pastagem recuperada, semiconfinamento e confinamento). Os cálculos foram feitos com base nos indicadores zootécnicos (parâmetros biológicos) constantes na Tabela 6. Além disso, esse modelo interage com o Otimizagro, descrito nas seções anteriores, já que utiliza áreas de pastagens disponíveis como um dos parâmetros para o crescimento do rebanho, devolvendo as pastagens desagregadas por tipo de manejo (de acordo com a necessidade de suporte ao crescimento do rebanho e pressupostos que serão definidos nas subseções 3.1.2.1 e 4.1.2.1), para o cálculo de emissões por mudança de uso do solo.

A seguir, citam-se os indicadores zootécnicos que serão considerados, posteriormente, para a elaboração dos cenários de referência e baixo carbono:

Tabela 6 – Indicadores Zootécnicos Utilizados no Modelo de Evolução de Rebanho Bovino

Indicador zootécnico	
Taxa de natalidade média (Vaca + Novilhas) *	48 a 78%
Taxa de mortalidade (acima de 1 ano)	0,5%
Taxa de mortalidade (bezerros)	3%
Peso médio das vacas	450,0 kg
Peso médio das novilhas de 2 a 3 anos	390,0 Kg
Peso médio das novilhas de 1 a 2 anos	290,0 Kg
Peso médio das bezerras	170,0 Kg
Peso médio dos bois acima de 4 anos	521,4 Kg
Peso médio dos bois de 3 a 4 anos	499,0 Kg
Peso médio dos novilhos de 2 a 3 anos	417,8 Kg
Peso médio dos novilhos de 1 a 2 anos	349,0 Kg
Peso médio de abate dos bois acima de 4 anos	590,0 Kg
Peso médio de abate dos bois de 3 a 4 anos	576,0 Kg
Peso médio de abate dos novilhos de 2 a 3 anos	559,0 Kg
Peso médio de abate dos novilhos de 1 a 2 anos	545,0 Kg
Ganho de peso médio dos novilhos de 1 a 2 anos:	(Kg/dia)
Sistema extensivo	0,3
Sistema extensivo com suplementação	0,85
Sistema semi-intensivo	1,0
Sistema intensivo	1,2
Ganho de peso médio dos novilhos acima de 2 anos:	(Kg/dia)
Sistema extensivo	0,3
Sistema extensivo com suplementação	0,55
Sistema semi-intensivo	0,7
Sistema intensivo	1,0

* Limites de variação da taxa de natalidade definidos segundo a idade do animal.

Para o cálculo de produção de carne em equivalente carcaça, foi utilizado o fator fornecido pelo Anualpec 2014, sendo a arroba (@) produzida em equivalente carcaça igual a 41% da arroba produzida em kg de peso vivo.

As taxas de crescimento do rebanho foram baseadas na demanda por carne e estratégias de manejo (que se diferenciam por cenário), que serão descritas nas subseções 3.1.2.1 e 4.1.2.1. Para os demais rebanhos, suínos e aves, não se consideraram a desagregação por categoria animal e os sistemas de manejo, de forma que o crescimento do rebanho foi projetado de maneira mais simples, ou seja, utilizando-se as taxas de crescimento descritas na subseção 3.1.2.1.

A próxima seção descreverá como a plataforma de modelagem Otimizagro realiza os cálculos de emissão de GEE relativos às mudanças de uso da terra e atividades da agricultura e pecuária.

2.4 PROCEDIMENTOS PARA O CÁLCULO DAS EMISSÕES DE GEE

A contabilização das emissões de GEE considera como base os relatórios que compõem a Terceira Comunicação Nacional (TCN) do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (AGUIAR, 2015; ALVES, 2015; BRASIL, 2016; PACKER et al., 2015; SCIVITTARO et al., 2015; BERNDT et al., 2015).

A TCN tem como diretriz técnica básica a utilização de documentos elaborados pelo IPCC: *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, publicado em 1997; *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*, publicado em 2000; *Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry*, publicado em 2003. Além disso, algumas estimativas levam em conta o documento *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, publicado em 2006.

As emissões serão reportadas por GEE de efeito direto e em termos de dióxido de carbono equivalente (CO_2e), segundo a métrica GWP 100 anos do *Assessment Report 5* do IPCC (GWP 100-AR5), e utilizando como unidade gigagramas (Gg). Trata-se da metodologia adotada, transversalmente, pelo projeto para apresentar as emissões de GEE. Ademais, serão considerados apenas os GEE de efeito direto, quais sejam, CO_2 , CH_4 e N_2O . Os parâmetros da TCN serão utilizados para o cálculo de emissões da agricultura, pecuária e mudanças de uso da terra, mas é importante destacar que, diferentemente de um inventário de emissões, este estudo consiste na projeção das atividades do setor de Afolu até o ano de 2050, visando analisar oportunidades de mitigação de emissões de GEE. Por conseguinte, foram feitas adequações nos cálculos que serão explicitadas ao longo desta seção.

2.4.1 EMISSÕES DA AGROPECUÁRIA

Para o presente trabalho, foram consideradas as seguintes fontes de emissão advindas da agropecuária:

- Óxido nítrico (N_2O) pelos solos agrícolas decorrentes do nitrogênio (N) sintético aplicado como fertilizante; (N) proveniente dos resíduos culturais; (N) contido na vinhaça aplicada como adubo; queima de resíduos agrícolas da cana-de-açúcar; (N) contido nos dejetos animais depositados em pastagem; (N) aplicado como adubo animal; e N_2O oriundas do manejo de dejetos animais;
- Metano (CH_4) proveniente do cultivo irrigado de arroz, assim como da queima de resíduos da cana-de-açúcar e da fermentação entérica e manejo de dejetos animais;

As estimativas de emissões dos GEE para as fontes supracitadas baseiam-se nas metodologias e premissas adotadas nos relatórios de referência para a TCN (ALVES, 2015; PACKER et al., 2015; SCIVITTARO et al., 2015; BERNDT, et al., 2015). Somente para as emissões provenientes da aplicação de calcário utilizam-se os parâmetros do IPCC (IPCC, 2006).

Por fim, deve-se destacar que projeções serão realizadas para o período de 2012 a 2050, por tipo de gás (CO_2 , CH_4 e N_2O), que serão convertidas para CO_2e e segundo a métrica GWP 100-AR5.

2.4.1.1 APLICAÇÃO DE FERTILIZANTES NITROGENADOS SINTÉTICOS

A equação para as emissões diretas de óxido nitroso proveniente do uso de fertilizantes sintéticos se encontra a seguir.

Equação 6

$$N_2O_{\text{FERT } i} = \left\{ \left[N_{\text{UREIA } i} \times (1 - \text{FRAC}_{\text{GASFU}}) \right] + \left[(N_{\text{FERT } i} - N_{\text{UREIA } i}) \times (1 - \text{FRAC}_{\text{GASFU}}) \right] \right\} \times EF_1 \times 44/28$$

Onde:

$N_2O_{\text{FERT } i}$ é a emissão de óxido nitroso associada à aplicação de fertilizantes nitrogenados sintéticos para o ano i (Kg - N_2O / Kg de adubo aplicado)

$N_{\text{FERT } i}$ é a quantidade total de N aplicado como fertilizante nitrogenado (Kg) no ano i

$N_{\text{UREIA } i}$ é a quantidade total de N aplicado como fertilizante nitrogenado na forma de ureia (Kg) no ano i

$\text{FRAC}_{\text{GASFU}}$ é a fração do N aplicado na forma de ureia que volatiliza na forma de NH_3 e NOx , sendo igual a 0,30

$\text{FRAC}_{\text{GASFO}}$ é a fração do N aplicado em outras fontes que volatiliza na forma de NH_3 e NOx (%), sendo igual a 0,10

EF_1 é o fator de emissão, sendo igual a 0,0100 kg $N-N_2O$ kg^{-1} N aplicado; e 44/28 se refere à conversão de N para N_2O

Ademais, foram estimadas as emissões indiretas de N_2O provenientes do N adicionado aos solos como fertilizantes sintéticos. Para isso, consideraram-se as emissões devido à deposição atmosférica do N (NH_3 e NOx) volatilizado e depositada nos solos e devido ao N lixiviado e perdido por escoamento superficial.

As emissões indiretas de N_2O foram calculadas pelas seguintes fórmulas:

1) Deposição atmosférica do N volatilizado

Equação 7

$$N_2O_{\text{D } i} = (N_{\text{FERT } i} \times \text{FRAC}_{\text{GASF}} \times EF_4) \times 44/18$$

Onde:

$N_2O_{\text{D } i}$ é a emissão de óxido nitroso associada à deposição atmosférica proveniente da aplicação de fertilizantes nitrogenados sintéticos (Kg N_2O / Kg de adubo aplicado) no ano i

$N_{\text{FERT } i}$ é a quantidade total de N (na forma de ureia ou outros fertilizantes) aplicado como fertilizante nitrogenado (Kg) no ano i

$\text{FRAC}_{\text{GASF}}$ é a fração do N aplicado (na forma de ureia ou outros fertilizantes) que volatiliza na forma de NH_3 e NO_x , sendo igual a 0,30 para ureia e 0,10 para outros fertilizantes

EF_4 é o fator de emissão, sendo igual a 0,01 kg $N-N_2O$ / kg NH_3-N e $NOx-N$ volatilizado

2) N lixiviado e perdido por escoamento superficial

Equação 8

$$N_2O_{Li} = (N_{FERTi} \times FRAC_{LEACH} \times EF_5) \times 44/18$$

Onde:

N_2O_{Li} é a emissão de óxido nitroso associada à lixiviação proveniente da aplicação de fertilizantes nitrogenados sintéticos (Kg N_2O / Kg de adubo aplicado) no ano i

N_{FERTi} é a quantidade total de N aplicado como fertilizante nitrogenado (Kg) no ano i

$FRAC_{LEACH}$ é a fração do N perdida por lixiviação e escoamento superficial, a qual é de 0,30

EF_5 é o fator de emissão, sendo igual a 0,025 kg $N-N_2O$ / kg N lixiviado ou escoado

A quantidade de nitrogênio para o cálculo de emissões corresponde à projeção da demanda de nitrogênio para os cenários de referência (subseção 3.1.1.2.3) e baixo carbono (seção 4.1.1.2), a qual foi calculada de acordo com os pressupostos da subseção 3.1.1.1.6.

2.4.1.2 CULTIVO DE ARROZ

As estimativas de emissões de CH_4 do cultivo irrigado de arroz foram realizadas, diferenciadamente, para o estado do Rio Grande do Sul (principal produtor) e o resto do país. Com exceção do Rio Grande do Sul, as emissões do cultivo de arroz foram estimadas multiplicando-se um fator de emissão pela área colhida anual, levando-se em consideração o tipo de ecossistema do arroz, a presença de alagamento antes e durante o cultivo e os incrementos orgânicos.

Equação 9

$$CH_{4ARROZi} = FEi \times Ai$$

Onde,

$CH_{4ARROZi}$ é a emissão de metano associada à produção de arroz (10^{-3} Kg de CH_4) no ano i

FEi é o fator de emissão integrado para a estação e para uma dada área colhida (10^{-3} Kg de CH_4 /m²/ano)

Ai é a área colhida (m²) no ano i

Por sua vez, o fator de emissão é calculado pela Equação 10.

Equação 10

$$FEi = FEc \times SFw \times SFo \times SFs$$

Onde:

F_{Ec} é o fator de emissão integrado para a estação para campos continuamente inundados sem acréscimos orgânicos – (sistema referência) (10^{-3} kg CH₄ /m²/ano)

S_{Fw} é o fator de escala para levar em conta as diferenças em ecossistemas e regimes de manejo de água (adimensional)

S_{Fo} é o fator de escala que varia para ambos os tipos e quantidades de acréscimos orgânicos aplicados (adimensional)

S_{Fs} é o fator de escala para o tipo de solo, se disponível (adimensional)

O fator de emissão integrado para a estação para campos continuamente inundados e sem acréscimos orgânicos (F_{Ec}) foi baseado nos dados do IPCC, que utiliza o valor de 20 g CH₄ /m²/ano ou 0,2 10³ kg CH₄ /ha/ano.

Os fatores de escala são adimensionais e se adaptam ao fator de emissão padrão (F_{Ec}) para as práticas específicas adotadas na fazenda. Por exemplo, em um sistema que permanece continuamente inundado, o fator de escala é 1. Se o sistema é intermitentemente inundado com uma única aeração, o fator é de 0,5, ou seja, 50% da emissão do sistema referência (continuamente inundado).

Os ecossistemas de arroz são:

- Sequeiro (ou terra firme): os campos nunca são inundados por um período significativo de tempo;
- Terras baixas: os campos são inundados por um período significativo de tempo
 - » Irrigado: o regime de água é totalmente controlado
 - » Continuamente inundado: os campos apresentam uma lâmina de água ao longo da estação de crescimento de arroz e podem estar secos somente para a colheita;
 - » Intermitentemente inundado: os campos apresentam pelo menos um período de aeração de mais de três dias durante a estação de cultivo;
 - » Aeração única: os campos de arroz são submetidos a apenas uma aeração durante a estação de cultivo em qualquer estágio de crescimento;
 - » Múltiplas aerações: os campos são submetidos a mais de um período de aeração durante a estação de cultivo.
 - » Alimentado por chuva: o regime de água depende exclusivamente da precipitação pluviométrica
 - » Várzea úmida: o nível de água pode subir até 50 cm durante a estação de crescimento;
 - » Várzea seca: períodos de ausência de chuva (seca) ocorre durante cada estação de cultivo.
 - » Arroz de água profunda: a água de inundação sobe a mais de 50 cm por um período significativo de tempo durante a estação de crescimento
 - » Campos inundados com profundidade de água de 50-100 cm;
 - » Campos inundados com profundidades de água maiores que 100 cm.

Os fatores de escala estão descritos na Tabela 7 e na Tabela 8. Esses fatores de escala são Tier 1.²⁶

Tabela 7 – Fatores de Escala dos Diferentes Ecossistemas de Arroz

Regime de água	Fator de escala (adimensional)
Sequeiro (ou terra firme)	0
Terras baixas	
Irrigado	
Continuamente inundado	1
Intermitentemente inundado	
Aeração única	0,5
Múltiplas aerações	0,2
Alimentado por chuva	
Várzea úmida	0,8
Várzea seca	0,4
Água profunda	
Profundidade entre 50 e 100 cm	0,8
Profundidades maiores que 100 cm	0,6

Tabela 8 – Fatores de Escala para Incrementos Orgânicos

Quantidade de matéria seca aplicada (t/ha)	Fator de escala – Sfo (adimensional)
1-2	1,5
2-4	1,8
4-8	2,5
8-15	3,5
15+	4

A área total de arroz no país foi determinada pelas projeções de produção desse cultivo de acordo com os pressupostos que serão descritos na seção 3.1.1.1.1. A área total de arroz irrigado no Brasil foi composta pelo somatório das áreas cultivadas nos estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (assumindo que toda área de arroz nesses estados é irrigada) e mais uma área distribuída no restante do país. A área irrigada nos demais estados no país foi determinada a partir da proporção com irrigação nos demais estados (exceto RS e SC), no ano de 2012, que foi de 8,3%, de acordo com os dados do Relatório Referência para a TCN (SCIVITTARO et al., 2015).

26 Nível básico da metodologia de cálculo definida pelo IPCC que utiliza parâmetros globais ou nacionais.

De acordo com Scivittaro et al. (2015), os regimes de irrigação predominantes são o contínuo e o de várzea úmida, representando, respectivamente, 97,4% e 2,6% da área irrigada, dados adotados neste trabalho (incluindo as projeções até 2050). Ainda segundo os mesmos autores, as estimativas de emissões de CH₄ no Rio Grande do Sul podem ser calculadas utilizando-se fatores de emissão integrados, obtidos localmente para as áreas de arroz cultivadas nos sistemas convencional de preparo do solo (primavera) e preparo antecipado (outono/inverno), também conhecido como cultivo mínimo. Portanto, para o Rio Grande do Sul, os fatores de emissão integrados sazonalmente utilizados no cálculo das estimativas de emissão de metano para lavouras sob os sistemas de preparo convencional e antecipado foram de 41,7 g/m² de CH₄ e 31,7 g/m² de CH₄, respectivamente (BAYER et al., no prelo).

Salienta-se que tais fatores dispensam o uso de fator de escala que considera o aporte de material orgânico ao solo (Sfo), uma vez que tais fatores de emissão foram obtidos em experimentos de campo com manutenção integral do material orgânico presente no solo, incluindo a reserva do arroz e a cobertura de solo (vegetação espontânea e forrageiras de outono/inverno) estabelecida durante o período de outono/inverno (SCIVITTARO et al., 2015). Em termos de área, foram adotadas as proporções dos diferentes sistemas de preparo do solo no ano de 2010, que demonstram que 25% e 68% da área são cultivadas, respectivamente, com os sistemas de preparo convencional e antecipado; os 8% restantes foram classificados como outros usos (SCIVITTARO et al., 2015).

2.4.1.3 QUEIMA DE RESÍDUOS DA CANA-DE-AÇÚCAR

Da mesma forma que no *Relatório Referência para Queima de Resíduos Agrícolas* (PACKER et al., 2015), serão estimadas somente as emissões de GEE devido à queima da cana-de-açúcar.

O cálculo das emissões de gases não CO₂ (CH₄, CO, NO_x e N₂O), e parâmetros considerados, fundamenta-se na Equação 11 e na Tabela 9.

Equação 11

$$Lfogo = A * MB * Cf * Gef * 10^{-3}$$

Onde:

Lfogo = quantidade de emissões de gases de CH₄, CO, NO_x e N₂O partir da queima de resíduos, em toneladas (t)

A = área queimada, em hectares (ha)

MB = biomassa disponível para combustão, em t/ha

Cf = fator de combustão, adimensional

Gef = fator de emissão, em g kg⁻¹ de matéria seca queimada. Na qual, biomassa disponível (MB) é obtida através da equação descrita a seguir:

MB = produtividade (t/ha) * relação palha/colmo

Tabela 9 – Parâmetros Usados na Estimativa de Emissão de GEE na Queima da Cana-de-açúcar

Parâmetro	Relação palhiço / colmo	Coeficiente de combustão	Fator de emissão (kg de gás / kg de biomassa seca queimada)			
			CH ₄	CO	N ₂ O	NOx
Parâmetro	0,181	0,80	0,0027	0,092	0,00007	0,0025
Fonte	PACKER et al., 2015	IPCC, 2006	IPCC, 2006			

A área com cana-de-açúcar submetida à queima será definida de acordo com os pressupostos que serão descritos na seção 3.1.1.1.5.

2.4.1.4 RESÍDUOS DAS DEMAIS CULTURAS AGRÍCOLAS

Foram estimadas emissões de N₂O provenientes dos resíduos das culturas de soja, milho, feijão, arroz, trigo e cana-de-açúcar, mandioca e algodão. É importante destacar que, no caso da cana-de-açúcar, foi contabilizada também a fração que é não oxidada nas áreas de colheita com queima.

Equação 12

$$N_2O_{RES\ i} = \left[(CROPi \times FRAC_{DMcrop} \times \frac{Res_{DM}}{CROP_{DM}} \times FRAC_{NCRes}) \right] \times FE_1$$

Onde:

$N_2O_{RES\ i}$ é a emissão de óxido nitroso proveniente dos resíduos das culturas (10^3 Kg N₂O / 10^3 Kg de resíduo da cultura) no ano i

CROPi é a produção de cada cultura no ano i

$FRAC_{DMcrop}$ é a fração da matéria seca do produto colhido (comercializado) de cada cultura

$Res_{DM} / CROP_{DM}$ é a razão entre resíduo seco e produto seco, para cada cultura

$FRAC_{NCRes}$ é o conteúdo de N da parte aérea de cada cultura

FE_1 é o fator de emissão

Os parâmetros para o cálculo de emissões de resíduos de colheitas estão descritos na Tabela 10.

Tabela 10 – Fatores Utilizados para a Determinação do N₂O Provenientes de Resíduos das Culturas

Cultura	ResDM/CROPDM	FRACNRes	FRACDMcrop
Soja	1,98	0,009	0,87
Milho	1,49	0,008	0,87
Feijão	1,49	0,017	0,87
Arroz	1,05	0,008	0,87
Trigo	–	0,013	0,87
Cana-de-açúcar	0,181	0,006	–
Algodão	–	0,025	0,92
Mandioca	1,42	0,014	0,35

Fonte: ALVES, 2015

Os parâmetros utilizados para culturas temporárias (fração da matéria seca do produto colhido) não serviriam de referência para os resíduos das culturas permanentes, uma vez que os resíduos destas não retornam para os solos agrícolas (ALVES, 2015). Dessa forma, as culturas do trigo e do algodão tiveram sua produção multiplicada diretamente pela FRAC_{DM} (simplificada).

Por fim, a quantidade de resíduos será calculada a partir da produção agrícola que será estimada na subseção 4.1.1.2.1.

2.4.1.5 VINHAÇA APLICADA COMO ADUBO

A estimativa da emissão de N₂O do uso da vinhaça como adubo orgânico foi feita considerando a quantidade de vinhaça aplicada ao solo, a concentração média de nitrogênio e o respectivo fator de emissão (ALVES, 2015). Os cálculos das emissões diretas foram feitos conforme a seguinte equação:

Equação 13

$$N_2O_{VINHAÇA\ i} = Q_{VINHAÇA} \times N_{VINHAÇA} \times EF_1$$

Onde,

Q_{VINHAÇA} é quantidade de vinhaça aplicada (L) no ano i

N_{VINHAÇA} é concentração de nitrogênio na vinhaça (kg de N/L de vinhaça), o qual foi adotado o valor médio de 0,00357

EF₁ é o fator de emissão específico para a vinhaça, o qual foi de 0,0194 kg N-N₂O/Kg de N aplicado

Foram contabilizadas também as emissões indiretas devido à lixiviação, visto que, de acordo com Alves (2015), a proporção volatilizada como NH₃ foi considerada nula em função de resultados de pesquisa em que a vinhaça foi aplicada ao solo de áreas de cana-de-açúcar. A proporção do N lixiviada foi considerada como 30%, sendo o N lixiviado e perdido por escoamento superficial, estimado segundo a Equação 14.

Equação 14

$$N_2O_{L_i} = (N_{FERT_i} \times FRAC_{LEACH} \times EF_5) \times 44/18$$

Onde,

$N_2O_{L_i}$ é a emissão de óxido nítrico associada à lixiviação proveniente da aplicação da vinhaça (Kg N_2O / Kg de vinhaça) no ano i

N_{FERT_i} é a quantidade total de N aplicado como vinhaça (Kg) no ano i

$FRAC_{LEACH}$ é a fração do N perdida por lixiviação e escoamento superficial, a qual é de 0,30

EF_5 é o fator de emissão, sendo igual a 0,025 kg N- N_2O / kg N lixiviado ou escoado.

2.4.1.6 FERMENTAÇÃO ENTÉRICA

A TCN realiza os cálculos de emissões por fermentação entérica de acordo com o Tier 1 do IPCC para bubalinos, ovinos, caprinos, equinos, muares, asininos e suínos, em que o rebanho animal é multiplicado por um fator de emissão (padrão fornecido pelo IPCC). Para o gado bovino (leite e corte), é utilizado o Tier 2, em que os fatores de emissão são calculados de acordo com parâmetros relacionados à ingestão de energia por categoria do rebanho (de acordo com sexo e idade), por estado brasileiro, e de acordo com a digestibilidade da dieta.

Assim, para suínos e aves, utilizou-se a metodologia tal qual na TCN, que mensura as emissões por meio do produto do fator de emissão (Tabela 11) pelo rebanho no ano “ i ” (Equação 15). No entanto, não foi possível seguir estritamente a metodologia descrita para o rebanho bovino (corte e leite), já que é aplicada a partir de um retrato do rebanho brasileiro, em determinado período, para cada região, enquanto o presente trabalho projeta o rebanho brasileiro para o território como um todo (conforme será mencionado no capítulo 3), devido ao grau de incerteza de previsão desagregada até 2050. Dessa forma, para calibrar as emissões para o ano-base do projeto, ou seja, 2010, com as da TCN, optou-se por utilizar a média de emissões de metano por cabeça como estimado pela TCN (Tabela 11). Essa média corresponde a um fator de emissão a ser multiplicado pelo rebanho (Equação 15). Pressupõe-se, assim, que os cálculos são compatíveis com uma média nacional equivalente a dados da TCN para 2010.

Outro aspecto em que a metodologia do presente estudo se diferencia da TCN é a desagregação do rebanho em diferentes tipos de pastagens. A TCN não faz essa divisão, mas como o objetivo deste trabalho é analisar estratégias de mitigação, faz-se necessário o cálculo de emissões diferenciado pelo tipo de manejo de pastagens. Para o cálculo da emissão entérica dos bovinos confinados em pastagens adubadas e sistemas integrados, utilizaram-se os parâmetros conforme o Tier 2 (IPCC, 2006), considerando uma média de 55% de nutrientes digestíveis totais (NDT) das pastagens e o peso médio de cada categoria (Tabela 11).

Equação 15

$$\text{CH}_{4i} = \text{Fator de emissão} * \text{rebanho}_i$$

Onde:

CH_{4i} = emissão de metano (Kg CH_4) no ano i (por categoria animal no caso da fermentação entérica)

Fator de emissão = Kg CH_4 /cabeça/ano (por categoria animal no caso da fermentação entérica)

Rebanho_i = número de animais no ano “i” (por categoria animal no caso da fermentação entérica)

2.4.1.7 MANEJO DE DEJETOS ANIMAIS

Para o cálculo das emissões de metano pelo manejo de dejetos animais das aves e óxido nitroso de todos os tipos animais, a TCN utiliza a metodologia do Tier 1. Para o cálculo das emissões de metano do gado bovino e suínos, a TCN utiliza a metodologia do Tier 2. O **cálculo de emissões de metano** para todos os tipos animais foi calibrado a partir de um fator que representa a média das emissões por cabeça resultantes da metodologia da TCN para o ano de 2010. E, da mesma forma como feito para a fermentação entérica, os fatores foram estratificados por categoria animal no caso do gado bovino, utilizando-se os mesmos parâmetros citados na subseção 2.4.1.6.

No entanto, como essas emissões dependem do tipo de manejo de dejetos (lagoa anaeróbica, pastagem, biodigestor e outros) e dado que a TCN considera que o sistema de manejo sofre alterações ao longo dos anos (aumento na participação do uso de biodigestores de 1990 até 2010), para o cenário de referência será considerado um fator de emissão dinâmico para todos os grupos animais. Esse fator aumenta de acordo com a taxa de crescimento da série histórica das emissões de manejo de dejetos por cabeça nos últimos 20 anos – de acordo com a espécie animal, conforme Alves (2015). Pressupõe-se, assim, que, no cenário de referência, o sistema de manejo de dejetos continuará a evoluir como no período utilizado para análise.

Para o cenário de baixo carbono, as emissões serão calculadas da mesma forma, mas foi considerado o aproveitamento do metano de acordo com a expansão do uso de biodigestores projetado pelo grupo de pesquisa responsável pelo desenvolvimento dos estudos do setor de resíduos.

2.4.1.8 DEJETOS ANIMAIS DEPOSITADOS EM PASTAGEM E APLICAÇÃO DE ADUBO ANIMAL

Para a estimativa de emissões de N_2O , a TCN utiliza a metodologia do Tier 1 e, tal qual nos **cálculos de emissão de metano**, considerou-se um fator médio nacional de emissões, de acordo com cada categoria animal e o tipo de emissão (ALVES, 2015). Por conseguinte, as emissões foram calculadas multiplicando-se os fatores de emissão pelos rebanhos no ano “i” (Equação 15).

Tabela 11 – Fatores de Emissão de Metano (CH₄) por Fermentação Entérica em kg/ano por Diferentes Espécies e Categorias

Animal	Categoria	Fermentação entérica Kg de CH ₄ /animal/ ano	Manejo de dejetos Kg de CH ₄ / animal/ano (2012/2035/2050)
Bovinos leiteiros	Vacas leiteiras	61,37	Tabela 12
Bovinos de corte	Vacas	61,81	1.51/1.47/1.43
Bovinos de corte	Vacas em pasto adubado	37,14	1.04/1/0.98
Bovinos de corte	Novilhos	41,74	1.04/1.01/0.98
Bovinos de corte	Novilhos em pasto adubado	37,76	1.04/1.01/0.98
Bovinos de corte	Novilhos em sistemas integrados	33,59	1.04/1.01/0.98
Bovinos de corte	Novilhas em pasto adubado	37,14	1.04/1.01/0.98
Bovinos de corte	Novilhas em sistemas integrados	34,64	1.04/1.01/0.98
Bovinos de corte	Bois	53,44	1.7/1.66/1.61
Bovinos de corte	Bois Confinados por 90 dias	7,67	1.7/1.66/1.61
Suínos	todas	1,00	Tabela 12
Aves	todas	30,00	Tabela 12

Fonte: BERNDT et al., 2015

Tabela 12 – Fatores de Emissão de Metano (CH₄) para Manejo de Esterco em kg/ano por Diferentes Espécies e Anos

	Kg de CH ₄ / animal/ano 2012	Kg de CH ₄ / animal/ano 2030	Kg de CH ₄ / animal/ano 2035	Kg de CH ₄ / animal/ano 2050
Bovinos leiteiros	2,01	2,05	2,07	2,11
Suínos	10,13	8,83	8,46	7,44
Aves	0,09	0,09	0,09	0,1

Fonte: Baseado em BERNDT et al., 2015

O número de animais para o cálculo de emissão descrito acima corresponde às projeções que constarão das subseções 3.1.2.2 e 4.1.2.2.

2.4.2 EMISSÕES PELA MUDANÇA NO USO DA TERRA

Para os cálculos de emissões e remoções de CO₂ por mudanças no uso da terra, foi considerada a metodologia da TCN (AGUIAR et al., 2015), que tem como base o *Good Practice Guidance 2003* (IPCC, 2003) e o *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories 2006* (IPCC, 2006).

Em face da importância das emissões desse setor para o Brasil, a TCN e o presente trabalho usam uma metodologia de cálculo mais detalhada, o Tier 3.²⁷ A modelagem de uso e as mudanças de uso da terra são espacialmente explícitas, sendo os cálculos feitos para cada célula de resolução de 500 m x 500 m dos mapas de uso da terra produzidos pelo Otimizagro.

As categorias de uso da terra abordadas e suas respectivas correspondências com as classes de uso da terra da TCN e as do IPCC (IPCC, 2006) são discriminadas na Quadro 4. No Anexo 2, encontra-se um detalhamento das diferenças das abordagens da TCN e do Otimizagro em relação às emissões por mudanças de uso do solo.

Quadro 4 – Categorias de Uso da Terra Abordadas pelo Modelo Otimizagro, TCN e IPCC

Categorias		
OTIMIZAGRO	TCN	IPCC
Floresta	Floresta não manejada	Floresta
Floresta em área protegida	Floresta com extração seletiva de madeira	
Regeneração	Floresta manejada	
Florestas plantadas	Floresta com extração seletiva de madeira	
Savana	Floresta secundária	Campo
Savana em área protegida	Campo secundário	
Pastagem ²⁸	Reflorestamento	
Soja ²⁹	Campo não manejado	Área agrícola
Cana-de-açúcar	Campo manejado	
Milho	Pastagem plantada	
Algodão		
Arroz		
Trigo		
Feijão		
Café arábica		
Café robusta		
Laranja		
Mandioca		
Banana		
Cacau		
Fumo		
Soja – Milho safrinha		
Soja – Trigo (cultivo de inverno)		
Milho – Trigo (cultivo de inverno)		
Soja – Feijão safrinha		
Milho – Feijão safrinha		
Feijão – Feijão safrinha		
Área urbana	Área urbana	Área urbana
Hidrografia	Rios e lagos	Área alagada
	Reservatórios	
–	Outros usos	Outros usos
–	Área não observada	

²⁷ Nível mais detalhado da metodologia de cálculo definida pelo IPCC que utiliza análises espacialmente explícitas e fatores de emissão local.

²⁸ Para a contabilidade das emissões e remoções em relação ao estoque de carbono no solo, as pastagens ainda se dividem de acordo com classes de manejo (ver Tabela 20).

²⁹ Para a contabilidade das emissões e remoções em relação ao estoque de carbono no solo, as áreas agrícolas ainda se dividem de acordo com classes de manejo (ver Tabela 20).

Para os cálculos de emissões e remoções de CO₂ o IPCC define quatro reservatórios de carbono terrestres a serem considerados: i) biomassa viva acima do solo; ii) biomassa viva abaixo do solo; iii) matéria orgânica morta; e iv) solos. Todos esses reservatórios serão abordados utilizando-se o mapa de biomassa produzido por Aguiar et al. (2015) e pelo mapa do estoque de carbono nos solos reproduzido a partir de metodologia de Bernoux et al. (2001).

De forma geral, as emissões e remoções de carbono de qualquer reservatório podem ser calculadas de acordo com os dois métodos:

i) Ganho e perda de carbono:

Equação 16

$$\Delta C = \sum_{i,j,k} \left[A_{i,j,k} * (C_I - C_L)_{i,j,k} \right]$$

Onde:

ΔC = Mudança de carbono no reservatório, em toneladas por ano (Mg/ano)

A = Área de uso da terra, hectares (ha)

ijk = Condições de clima i, tipo de uso da terra j, prática de manejo k etc.

C_I = Taxa de ganho de carbono (Mg /ha/ano)

C_L = Taxa de perda de carbono (Mg /ha/ano)

ii) Comparação de estoques em dois momentos:

Equação 17

$$\Delta C = \sum_{i,j,k} (C_{t_2} - C_{t_1}) / (t_2 - t_1)_{i,j,k}$$

Onde:

ΔC = Mudança de carbono no reservatório (Mg/ano)

C_{t1} = Estoque de carbono no reservatório no momento 1 (Mg de C)

C_{t2} = Estoque de carbono no reservatório no momento 2 (Mg de C)

A seguir, será explicitada a metodologia considerada para o cálculo das emissões e remoções de carbono da biomassa e dos solos em decorrência das mudanças de uso da terra.

2.4.2.1 EMISSÕES E REMOÇÕES DE CO₂ PELA BIOMASSA

A vegetação acumula carbono durante seu crescimento por meio da fotossíntese. No entanto, parte do carbono acumulado retorna para a atmosfera pela respiração das plantas e pela sua decomposição (quando a planta é cortada ou morre naturalmente). Diferentes sistemas concentram diferentes quantidades de biomassa e, assim, transições entre diferentes usos do solo podem acarretar ganhos ou perdas nos estoques de carbono contidos na biomassa (HOUGHTON et al., 2009).

Para os cálculos de emissões e remoções de CO₂ pela mudança da biomassa advinda de uso e mudanças de uso da terra, foi utilizada a metodologia de comparação dos estoques de biomassa em momentos diferentes (Equação 17). Para tanto, os mapas de uso da terra do tempo “t” e “t₋₁” (gerados a partir da modelagem de uso do solo no modelo Otimizagro) foram sobrepostos, comparando-se os estoques de biomassa (toneladas de C/ha), associados às classes de uso da terra do mapa de um ano com os estoques do mapa do ano anterior. O resultado do balanço de carbono foi multiplicado por 3,666 (fator de conversão de C para CO₂) para se obterem as emissões e a remoção em CO₂e. Para isso, atribuíram-se valores de densidades de biomassa a cada classe de uso da terra, como descrito a seguir.

2.4.2.1.1 VEGETAÇÃO NATIVA

Na definição da biomassa das áreas de vegetação nativa, foi utilizado o mapa de biomassa produzido por Aguiar et al. (2015) (Figura 18), que atribuiu valores de estoque de carbono (tonelada C/ha) às fitofisionomias de cada bioma brasileiro a partir de valores de biomassa viva, tanto aérea quanto subterrânea e matéria orgânica morta (madeira morta e serapilheira).

Para confecção desse mapa, priorizou-se utilizar dados estruturais da vegetação coletados em campo, obtidos de parcelas de inventários florestais: projeto RadamBrasil para a Amazônia; projeto Probio, cedido pela Embrapa Informática para o Pantanal; Inventário Florestal do Tocantins para o Cerrado e medições realizadas por pesquisadores da Universidade Federal de Pernambuco para a Caatinga (AGUIAR et al., 2015).

Para as fitofisionomias não incluídas nas bases de dados citadas, foi feita uma revisão de literatura científica para atribuição de valores de biomassa (AGUIAR et al., 2015).

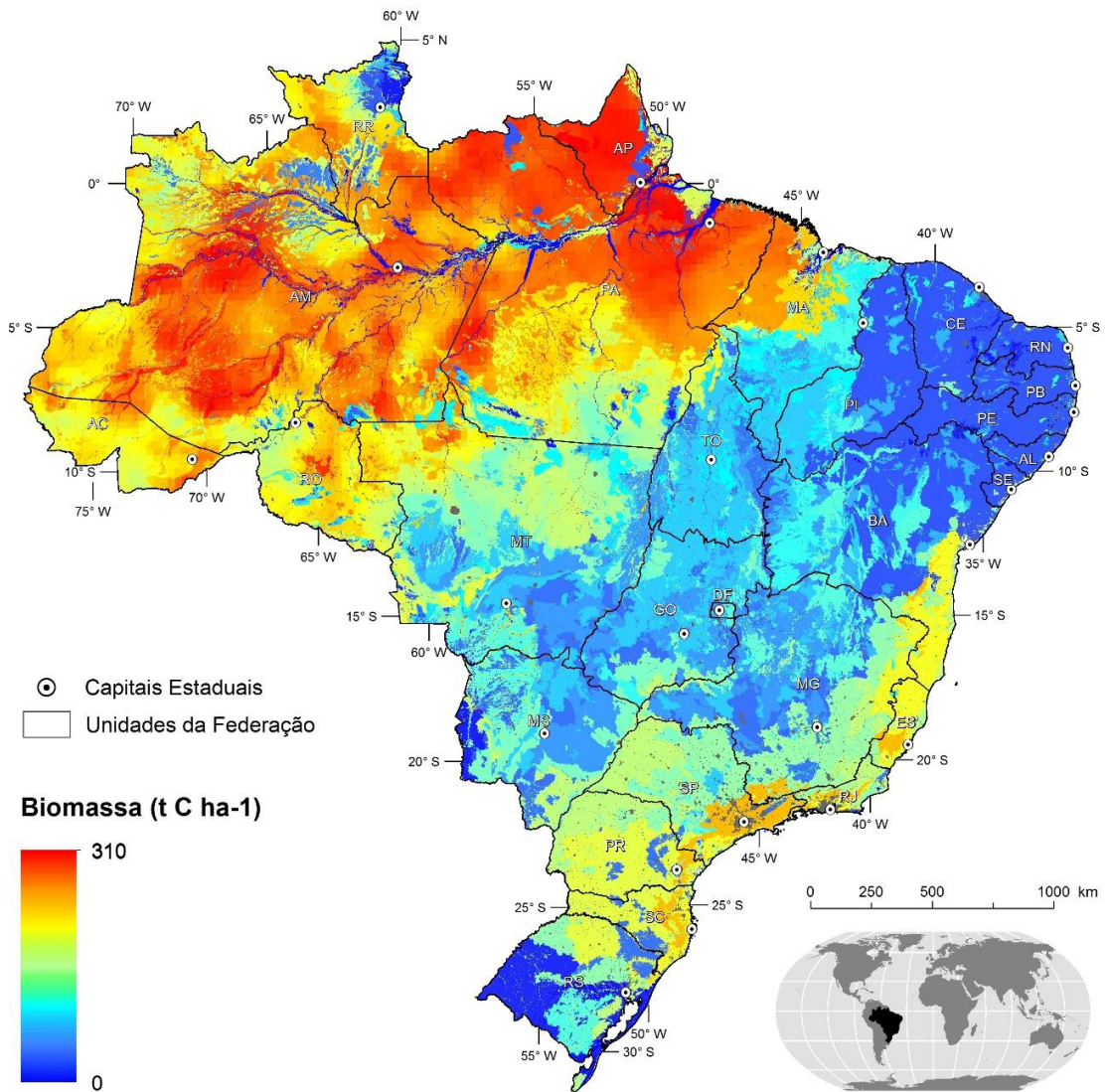


Figura 18 - Biomassa da Vegetação Original (ton C/ha) de acordo com AGUIAR et al., 2015

2.4.2.1.2 DEMAIS CATEGORIAS DE USO DA TERRA

Para pastagens, áreas de agricultura anual e florestas plantadas, foram estabelecidos valores médios constantes de biomassa, conforme Aguiar et al. (2015) (Tabela 13).

Para áreas de agricultura permanente, foram usados os parâmetros de biomassa média para áreas estabelecidas (área de agricultura permanente existente no ano de 2012) e um incremento anual para áreas em formação (novas áreas de agricultura permanente).

Finalmente, para áreas de regeneração, foram seguidos os parâmetros definidos para áreas de vegetação secundária da TCN (Tabela 14), que definem uma taxa de incremento de carbono diferenciada para áreas de vegetação secundária com mais de dez anos e com menos de dez anos.

Para áreas em regeneração a menos de dez anos, a taxa de sequestro de carbono é ainda desagregada para floresta e campo. Para todas essas categorias de áreas de regeneração, as taxas de incremento são aplicadas até a biomassa atingir 44% do estoque de carbono da vegetação primária (AGUIAR et al., 2015) (Tabela 15).

Tabela 13 – Biomassa (ton C/ha) das Categorias de Uso da Terra por Bioma: Pastagens, Agricultura Anual, Florestas Plantadas, Áreas Urbanas e Reservatórios

Categorias de uso da terra	Bioma (ton C/ha)					
	Amazônia	Cerrado	Mata Atlântica	Caatinga	Pampas	Pantanal
Pastagens	7.57	7.57	7.57	4.09	6.35	7.57
Áreas de agricultura anual	5	5	5	5	5	5
Florestas plantadas (pínus)	87.03	87.03	87.03	87.03	87.03	87.03
Florestas plantadas (eucalipto)	49.83	49.83	49.83	49.83	49.83	49.83
Áreas urbanas e reservatórios	0	0	0	0	0	0

Fonte: AGUIAR et al., 2015

Tabela 14 – Biomassa Média (ton C/ha) e Incremento Anual (ton C/ha/ano) para as Áreas de Agricultura Perene

Agricultura Perene	Bioma					
	Amazônia	Cerrado	Mata Atlântica	Caatinga	Pampas	Pantanal
Áreas em formação (ton C/ha/ano)	2.6	2.6	2.6	1.8	2.6	2.6
Áreas estabelecidas (ton C/ha)	21	21	21	9	21	21

Fonte: AGUIAR et al., 2015

Tabela 15 – Incremento Anual (ton C/ha/ano) Estabelecido para as Áreas de Regeneração

Regeneração	Bioma (ton C/ha/ano)					
	Amazônia	Cerrado	Mata Atlântica	Caatinga	Pampas	Pantanal
Histórico de agricultura (até 10 anos)	4.73	4.73	4.73	4.73	4.73	4.73
Histórico de pastagem (até 10 anos)	2.85	2.85	2.85	2.85	2.85	2.85
Histórico de vegetação secundária (acima de 10 anos) – campo	0.52	0.52	0.52	0.52	0.52	0.52
Histórico de vegetação secundária (acima de 10 anos) – floresta	4.96	1.72	5.35	0.6	1.76	2.77

Fonte: AGUIAR et al., 2015

2.4.2.1.3 EMISSÕES E REMOÇÕES DE CO₂ PELOS SOLOS

Os estoques de carbono no solo variam dependendo da cobertura vegetal, dos tipos de solo, do clima e de outras características físicas que influenciam a dinâmica do carbono. Em condições naturais, as entradas de carbono acontecem principalmente por meio da serapilheira e da biomassa das raízes, e as saídas são causadas por erosão, decomposição da matéria orgânica e lixiviação (SIX et al., 2002).

Processos que alteram essa dinâmica ocasionam mudanças no estoque de carbono no solo, decorrendo principalmente de: mudanças na entrada de matéria orgânica tanto pela alteração da cobertura do solo (ZINN et al., 2005; ASSAD et al., 2013) e/ou pelo manejo via adições orgânicas (KUNDU et al., 2007) quanto por meio de outros processos que compõem o conjunto de práticas agrícolas adotado (BATLLE-BAYER et al., 2010).

Para determinar a variação no estoque de carbono no solo, também é usada a metodologia de comparação dos estoques de carbono em diferentes períodos. Nesse caso, toma-se como referência o estoque de carbono inicial sob vegetação nativa que cobria originalmente a área, denominado carbono de referência (C_{ref}) (Figura 19).

O estoque de carbono de um instante (t) é determinado pela multiplicação deste C_{ref} por um conjunto de fatores de emissão, que incluem: i) o fator para uso da terra (Flu), que representa a perda de carbono que ocorre após 20 anos de cultivo contínuo; ii) o fator de manejo (Fmg) que se refere, na prática, ao tipo de preparo do solo (convencional, mínimo ou plantio direto); iii) o fator de aporte de insumos (Fi), que reflete a adoção ou não de insumos como irrigação, adubação, calagem, entre outros (IPCC, 2003). Como definido pelo IPCC, esse fator de mudança de estoque representa a perda ou o ganho de carbono em um período de 20 anos para a camada de 0-30 cm, já que o estoque se estabilizaria após esse período. Dessa forma, para mensurar emissões ou remoções anuais de carbono, o valor da equação deve ser dividido por 20:

Equação 18

$$\text{Mudança anual no estoque de carbono} = \left\{ \text{Cref} * [F_c(t_0) - F_c(t)] \right\} / 20$$

Onde:

Cref = Estoque de carbono no solo sob vegetação primária

Fc (t) = fator de emissão composto para carbono de solo no instante t

Foram adotados os fatores de mudança estabelecidos por Aguiar et al. (2015). No entanto, a TCN não desagrega as áreas de pastagens e agricultura de acordo com o manejo agropecuário. Essa diferenciação é importante para se calcular o potencial de mitigação de emissões de GEE pela introdução ou expansão de técnicas de cultivo de baixo carbono. Logo, as áreas de agricultura anual foram divididas em: plantio convencional, plantio direto e plantio direto em sistemas integrados. As áreas de pastagens foram desagregadas em: pastagem degradada, pastagem nominal, pastagem recuperada e pastagem recuperada em sistemas integrados (Quadro 5).

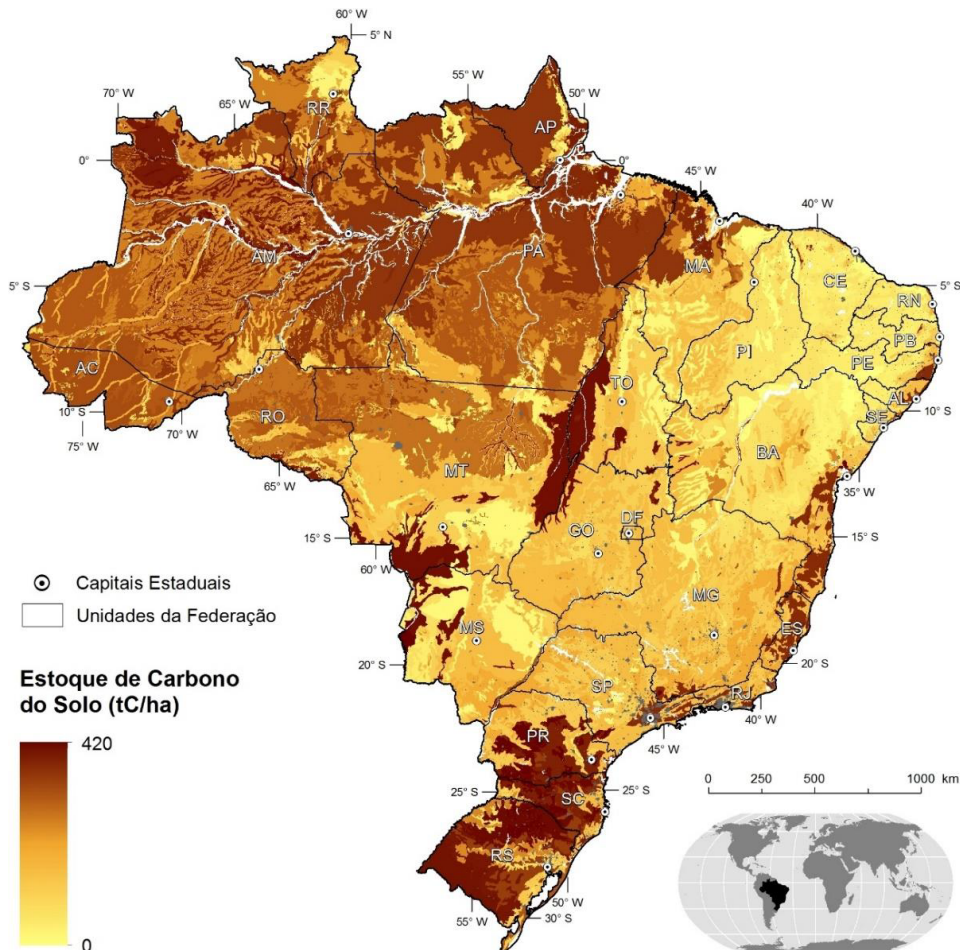


Figura 19 – Mapa do Estoque de Carbono Original (Referência) no Solo Reproduzido a partir da Metodologia de BERNOUX et al., 2001

Quadro 5 – Categorias de Manejo do Solo de Áreas de Pastagens e Agricultura Anual

Categoria de uso da terra	Categoria de manejo do solo
Área agrícola	Plantio convencional Plantio direto Plantio direto em área de sistema integrado
Pastagem	Pastagem nominal Pastagem degradada Pastagem recuperada Pastagem recuperada em área de sistema integrado

Para a desagregação das categorias de pastagens, a área correspondente a esse uso da terra, tendo como base o mapa de uso de 2012, foi dividida em pastagem degradada (em algum estágio de degradação) e pastagem nominal (pastagem em bom estado de conservação). Não existe definição da área correspondente a essas subcategorias para o Brasil, tampouco o mapeamento delas. Assim, assumiu-se que 55% das pastagens seriam degradadas (DIAS-FILHO, 2011). A área de pastagem recuperada em sistemas tradicionais e em sistemas integrados será definida segundo os cenários propostos posteriormente. A distribuição espacial da categoria de pastagens degradada foi feita a partir do mapa de lotação média em UA/ha.

A divisão da área agrícola em categorias de manejo seguiu a área de plantio direto para o ano de 2012, segundo a Federação Brasileira de Plantio Direto e Irrigação (FEBRAPDP). Por sua vez, a expansão do tipo de manejo, bem como o da área de plantio direto em sistemas integrados, resultou das projeções que serão feitas para essas categorias de acordo com os pressupostos dos cenários desenvolvidos para o projeto.

A distribuição espacial dessas categorias será feita alocando-se as áreas de plantio direto de acordo com a probabilidade de ocorrência que apresentou valores mais altos para as áreas de safrinha e cultivos de soja, milho, trigo, arroz e feijão, visto que fazem uso mais intenso da técnica.

Os fatores de mudança de estoque de carbono (Tabela 16) foram retirados da TCN. Para as categorias não abordadas na referida publicação, recorreu-se ao *Good Practice Guidance 2003* (IPCC, 2003), considerando que:

- i)** Para áreas de agricultura convencional, utilizou-se o $Flu = 0,58$ e F_{mg} e $F_i = 1$, por ser este o sistema referência;
- ii)** Para áreas de plantio direto, utilizaram-se o $Flu = 0,58$ e o $F_{mg} = 1,16$, o qual de fato trata-se do fator para cultivo mínimo de acordo com o *Guidelines* do IPCC (IPCC, 2003), porém este foi o fator adotado na TCN;
- iii)** Para áreas de agricultura permanente, considerou-se que não há alteração nos estoques de C do solo (IPCC, 2003);
- iv)** Para áreas de pastagens degradadas, foi adotado o mesmo que no III Inventário, com o $F_{mg} = 0,97$;
- v)** Para áreas de pastagens bem manejadas, também se assumiu que esse tipo de manejo mantém o estoque de C no mesmo nível que as áreas de vegetação nativa, por isso todos os fatores foram iguais a 1;

- vi) Para áreas de pastagem recuperada, foi utilizado o Fmg de 1,17;
- vii) Para áreas de pastagens em sistemas integrados, assumiu-se que o Flu corresponde ao Fmg de pasto degradado, isso por se considerar que o sistema integrado, em geral, será implantado a partir de pastos degradados, e o Fmg já considera pastagens com inputs como adubação;
- viii) Para áreas agrícolas em sistemas integrados, assumiu-se que fazem uso de PD, por isso o Fmg = 1,16, e considerou-se o Fi de 1,11 como sendo um aporte extra de resíduos que acontece nesses sistemas.

Tabela 16 – Fatores de Mudança do Estoque de Carbono de acordo com Mudança de Uso da Terra

Categorias de uso e manejo do solo	Flu	Fmg	Fi	Fc
Cultivo convencional	0,58	–	–	0,58
Plantio direto	0,58	1,16	1,00	0,67
Sistemas integrados (PD)	0,58	1,16	1,11	0,75
Sistemas integrados (pasto)	0,97	1,17	1,00	1,13
Floresta plantada	0,58	1,16	1,00	0,67
Agricultura permanente	1,00	–	–	1,00
Pasto degradado	1,00	0,97	1,00	0,97
Pasto bem manejado	1,00	1,00	1,00	1,00
Pasto recuperado	1,00	1,17	1,00	1,17

2.4.2.1.4 EMISSÕES ASSOCIADAS À APLICAÇÃO DE CALCÁRIO

A estimativa das emissões de CO₂ associadas ao uso de calcário nos solos agrícolas foi realizada considerando a quantidade total de calcário consumido no Brasil, segundo a projeção que constará da subseção 3.1.1.1.6, e um fator de emissão médio para os tipos de calcários, conforme Equação 19.

Equação 19

$$CO_{2\text{calcário } i} = Q_{\text{calcário } i} * FE_{\text{calcário}}$$

Onde,

CO_{2calcário i} = emissões anuais de C devido a aplicação de calcário (ton de CO₂) no ano i

Q_{calcário} = quantidade anual de calcário (calcítico + dolomítico) (ton) no ano i

FE_{calcário} = fator de emissão médio para calcário calcítico e dolomítico, sendo igual a 0,125 10³ Kg C para 10³ Kg Calcário

44/12 é o fator de conversão de C para CO₂

A quantidade de calcário utilizada corresponderá à demanda de calcário que será projetada para os cenários de referência e baixo carbono.

Por fim, deve-se destacar que as metodologias mencionadas descrevem a forma como o modelo Otimizagro opera e realiza os cálculos de emissões de GEE. No capítulo seguinte, será construído o cenário de referência do setor de Afolu, ou seja, os pressupostos que o integram e as projeções com foco nas emissões de GEE resultantes.



Cenário de referência para as emissões de GEE do setor de Afolu

Capítulo

3

3 CENÁRIO DE REFERÊNCIA PARA AS EMISSÕES DE GEE DO SETOR DE AFOLU

Este capítulo apresenta o cenário de referência (REF) do setor de agricultura, florestas e outros usos do solo, até 2050. Esse cenário tem como principal característica a descrição do desenvolvimento das atividades sem expectativa de grandes mudanças de trajetória.

É importante destacar que as metas de planos e/ou políticas governamentais existentes³⁰ foram consideradas nesse cenário, visto que já são suportadas por instrumentos de políticas públicas, por isso não se caracterizam por medidas adicionais. Mais do que isso, projeções realizadas em âmbito governamental também foram consideradas. Para tanto, foram consultadas diversas publicações governamentais oficiais relacionadas ao setor em questão, dentre as quais se destacam:

- Plano Nacional de Mudanças Climáticas – PNMC (BRASIL, 2008);
- Política Nacional de Mudanças Climáticas (BRASIL, 2009);
- 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 (MAPA, 2012b);
- Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – Planaveg (MMA, 2014);
- Lei da Queima da Cana (SÃO PAULO, 2002);
- Levantamento dos níveis de produção de aço e ferro-gusa, cenário 2020, e Subsídios 2014 ao Plano Siderurgia do MDIC – Modernização da Produção de Carvão Vegetal (MDIC, 2014);
- Projeções do Agronegócio – Brasil 2012/2014 a 2023/2024 projeções de longo prazo (MAPA, 2014).

Ademais, a construção do cenário REF foi elaborada em conjunto com os setores demandantes e/ou ofertantes de insumos para o setor de Afolu. Mais do que isso, nos pontos em que o setor depende e/ou faz interseção com o cenário macroeconômico, como é o caso das projeções de produção e preços agrícolas, foram intercambiadas informações visando à coerência do conjunto de análises. Da mesma forma, foi mantida coerência quanto à projeção de aspectos que influenciam as análises de outros usos e manejos da terra no próprio setor de uso da terra. Nesse sentido, para se manter consistente com as projeções oficiais de governo, foram feitas diversas análises comparativas, consultas a especialistas e à coordenação técnica do projeto para obtenção de resultados coerentes com a narrativa do cenário.

30 Políticas públicas existentes até 31 de dezembro de 2015.

Finalmente, cabe pontuar que projeções são baseadas em pressupostos. Devido ao horizonte de longo prazo da projeção, há significativa incerteza acerca da materialização da trajetória. O grau de incerteza é considerável, em particular, para o período pós-2030, visto que existem poucas publicações que expressem expectativas futuras para esse período.

A seguir, são apresentados os pressupostos considerados na elaboração do cenário e as projeções com foco nas emissões de GEE. Essa descrição será subdividida segundo essas categorias por segmentos, quais sejam, agricultura, pecuária, florestas plantadas e vegetação nativa.

3.1 PRESSUPOSTOS E PROJEÇÕES DO CENÁRIO DE REFERÊNCIA

3.1.1 AGRICULTURA

3.1.1.1 PRESSUPOSTOS

As premissas consideradas para a agricultura, no cenário REF, foram subdivididas em seis partes: produção, produtividade, área agrícola, sistemas de manejo, demanda de fertilizantes nitrogenados e calcário e queima de resíduos agrícolas.

O cenário REF contempla a projeção para o período de 2012 a 2050 dos seguintes parâmetros em nível nacional: produção, produtividade e área plantada para as culturas de soja, milho, cana-de-açúcar, trigo, feijão, arroz, algodão, fumo, mandioca, café, cacau, banana e laranja; uso de fertilizantes nitrogenados, calcário e vinhaça; queima de resíduos agrícolas e projeção da adoção de práticas/sistemas de manejo agropecuários (plantio direto, recuperação de pastagens degradadas, FBN, sistemas integrados de produção).

As projeções serão realizadas a partir da calibração do ano-base do projeto, qual seja, 2010. A escolha se dá pela maior disponibilidade das informações necessárias para a construção dos cenários. Entretanto, quando disponíveis, foram considerados dados relativos a anos mais recentes. É o caso, conforme será visto a seguir, das estimativas da PAM.

3.1.1.1.1 PRODUÇÃO AGRÍCOLA

Inicialmente, foram levantados dados históricos da PAM, elaborada pelo IBGE, de 1973 até 2013. Para projetar a produção agrícola entre 2014 e 2050, foram utilizadas as projeções macroeconômicas elaboradas pela Fipe/USP para o presente estudo (Tabela 17). Para todos os produtos agrícolas considerados pelo Otimizagro, foram realizadas projeções de produção utilizando-se como proxy a taxa de crescimento projetada do valor bruto da produção (VBP).

Para os produtos agrícolas que não têm crescimento projetado pela Fipe/USP (banana, cacau e feijão), foi realizada uma projeção tendencial linear de 2014 a 2050, a partir da série histórica da PAM de 1973 a 2013.

No âmbito da modelagem integrada dos cenários de emissões de GEE, a qual considera todos os setores econômicos, é considerada uma visão alternativa de crescimento do VBP e Produto Interno Bruto (PIB). Esse cenário incorpora efeitos recentes da crise econômica nos agregados macroeconômicos, que certamente afetarão negativamente o crescimento setorial, reduzindo, assim, as emissões de GEE.

Tabela 17 – Taxas Médias de Crescimento Quinquenal do VBP de Produtos da Agropecuária Projetadas pela Fipe/USP

VBP	2015-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
Arroz em casca	2,24	2,30	2,07	1,81	1,55	1,31	1,08
Milho em grão	2,19	2,03	1,90	1,72	1,53	1,33	1,13
Trigo em grão e outros cereais	2,48	2,45	2,12	1,82	1,53	1,28	1,05
Cana-de-açúcar	1,87	1,81	1,62	1,40	1,17	0,95	0,74
Soja em grão	2,51	3,36	3,21	2,85	2,50	2,18	1,91
Mandioca	2,28	2,20	2,00	1,78	1,55	1,33	1,12
Fumo em folha	1,84	1,82	1,59	1,36	1,14	0,94	0,75
Algodão herbáceo	1,61	1,89	1,63	1,38	1,16	0,96	0,77
Frutas cítricas	2,21	2,13	1,94	1,72	1,50	1,28	1,07
Café em grão	2,23	1,96	1,83	1,66	1,47	1,27	1,07
Bovinos e outros animais vivos	2,18	2,23	2,08	1,90	1,71	1,51	1,32
Leite de vaca e de outros animais	2,07	2,14	1,99	1,80	1,59	1,39	1,19
Suínos vivos	2,14	2,22	2,04	1,84	1,62	1,41	1,20
Aves vivas	2,09	2,18	2,02	1,82	1,61	1,40	1,20
Produtos de madeira – exclusive móveis	-2,17	-1,10	-0,24	0,29	0,59	0,74	0,79

Visando calibrar as projeções com estimativas oficiais tais quais as do estudo do MAPA, intitulado *Projeções do Agronegócio: Brasil 2013/2014 a 2023/2024 projeções de longo prazo*, e outros exercícios de projeção (FIESP, 2014; EPE, 2014a), foi desenvolvida a análise comparativa constante no Anexo 3.

Deve-se destacar, conforme Anexo 3, que, à exceção da projeção de cultivo de soja e dos produtos não modelados no cenário da Fipe/USP, foram consideradas as taxas de crescimento constantes da Tabela 17.

Um ponto de destaque desse estudo é a integração das modelagens entre os setores produtivos. No tocante à produção agrícola, fez-se necessário calibrar as projeções dos cultivos energéticos (soja e cana-de-açúcar) com a demanda e oferta por/de biocombustíveis, respectivamente, pelos setores de transporte e energia.

No que se refere à interação com o setor de energia, verificou-se que a projeção de produção de cana está alinhada com a perspectiva de oferta de etanol. Todavia, fez-se necessário, em face do cenário de oferta de biodiesel, considerar uma produção de soja superior à considerada pelo cenário de crescimento econômico constante da Tabela 17. Para esse cultivo, optou-se, portanto, por revisar a taxa de crescimento, aspecto que levou ao alinhamento das projeções do cultivo com as realizadas pelo MAPA (Anexo 3).

Essa informação foi repassada à equipe de modelagem econômica, que revisou suas projeções de VBP da soja. Esse procedimento iterativo, necessariamente, traz maior robustez aos cenários, pois garante que foram construídos com consistência macroeconômica.

3.1.1.1.2 PRODUTIVIDADE AGRÍCOLA

Para projetar as produtividades agrícolas, foram utilizados os dados históricos da PAM do IBGE de 1973 até 2013. Para as projeções de 2014 a 2050, foram consultados trabalhos publicados em 2014 sobre projeções do agronegócio brasileiro. As projeções consultadas foram as do MAPA (2014), com projeções de 2014 a 2024; Fiesp, com projeções de 2013 a 2024 (FIESP, 2014); e EPE, com projeções de 2013 a 2050 (EPE, 2014a).

Além da utilização dos dados dessas três fontes, foram feitas projeções lineares baseadas nas produtividades entre 1973 e 2012, obtidas dos dados de produção e área colhida da PAM/IBGE. No Anexo 4, são apresentados todos os procedimentos, os quais permitem visualizar as projeções relativas ao cenário REF.

A partir da análise de produtividades das diferentes fontes, optou-se por adotar as projeções da EPE (EPE, 2014a) para as culturas de soja, milho, trigo e cana-de-açúcar pela coerência com outros dados de literatura e por se tratar de projeções oficiais. Para as culturas de banana, café, feijão e fumo, foram adotadas as estimativas do MAPA de 2013 a 2024 e uma projeção tendencial linear de 2025 a 2050, realizada a partir dos dados reais de produtividade entre 1994 e 2012 e estimativas do MAPA para o período entre 2013 a 2024.

Optou-se por selecionar as projeções do MAPA sempre que estivessem próximas às dos demais estudos, na medida em que são projeções do principal órgão governamental brasileiro relacionado à agricultura.

As produtividades das culturas de algodão, arroz e laranja são provenientes dos dados da Fiesp (2024), com as estimativas de 2013 a 2024, divulgadas pela publicação, sendo que, para o período de 2025 a 2050, foi considerado o mesmo procedimento de projeção tendencial linear citado acima. Para esses cultivos, optou-se pelos dados da Fiesp (2024) já que os dados provenientes do MAPA apresentavam estimativas de produtividade muito elevadas, não condizentes com a realidade atual.

Por último, para a produtividade do cacau, foi utilizada uma projeção tendencial linear de 2013 a 2050 a partir da série histórica do IBGE de 2000 a 2012, visto que os demais procedimentos levariam a valores de produtividade iguais ou inferiores à produtividade atual do cacau. Levando-se em consideração que a demanda por cacau nos próximos anos deve aumentar substancialmente, adotou-se como pressuposto que a produção de cacau no Brasil será incentivada com reflexos positivos em sua produtividade.

3.1.1.1.3 ÁREA DE CULTIVOS AGRÍCOLAS

A partir da relação entre os dados de produção, medida em toneladas (ton), e de produtividade, em termos de toneladas por hectare (ton/ha), foram calculadas as áreas cultivadas de cada cultura entre 2012 e 2050.

Considerando que as culturas de feijão e milho em algumas regiões do Brasil são cultivadas em mais de uma safra, ou seja, são semeadas em sucessão a outras culturas numa mesma área, foi necessário determinar as proporções de cultivo dessas culturas em primeira, segunda e terceira safras (safrinhas). Para isso, adotaram-se as proporções observadas pelo IBGE para 2012 e 2013. Para o período de 2014 a 2050, manteve-se a proporção de 2013, segundo a qual aproximadamente 50% e 40%, respectivamente, das culturas de feijão e milho serão realizadas na primeira safra e o restante, produzido em segunda ou terceira safra. Dessa forma, foi possível calcular, além da área cultivada com cada cultura, a área que deverá ser efetivamente ocupada com os cultivos agrícolas.

Para o trigo, considerou-se que 100% de seu cultivo são realizados em sucessão a outras culturas, em geral, soja ou milho, como cultura de inverno. Logo, não demanda áreas adicionais.

3.1.1.1.4 SISTEMAS DE MANEJO

No que se refere aos sistemas de manejo, foram considerados: i) recuperação de pastagens degradadas; ii) sistemas integrados (SI), incluindo integração entre lavoura-pecuária (ILP) e lavoura-pecuária-floresta (ILPF); iii) sistema de plantio direto (SPD) e; iv) FBN.

Como balizadores, adotam-se as metas do Plano ABC, do MAPA (2012b) e os dados sobre SPD da Federação Brasileira de Plantio Direto (FEBRAPD, 2012).

O Plano ABC estabeleceu que, entre 2011 e 2020, o país promoverá a recuperação de 15 milhões de hectares de pastagens, implementará 4,0 milhões de hectares de SI, 8,0 milhões de hectares de SPD, assim como 5,5 milhões de hectares de FBN (MAPA, 2012b). Convertendo esses valores em incrementos anuais, obtêm-se os valores apresentados na Tabela 18.

Tabela 18 – Incrementos Anuais de Área nos Sistemas Propostos no Plano ABC

Sistema de manejo	Incremento de área (milhões ha/ano)
Recuperação de pastagem degradada	1,7
Sistemas integrados	0,4
Sistema de plantio direto	0,9
Fixação biológica de nitrogênio	0,6

Outro dado utilizado foi a evolução do SPD no período entre 2000 e 2012 disponibilizado pela FEBRAPDP. De acordo com essa fonte, a área com SPD no Brasil vem aumentando sempre acima de um milhão de hectares por ano (Tabela 19).

Tabela 19 – Evolução do Sistema de Plantio Direto no Brasil entre 2000 e 2012

Safra	Área sob SPD no Brasil (ha)	Incremento anual (ha)
2000-2001	17.356.000	–
2001-2002	18.744.480	1.388.480
2002-2003	20.244.038	1.499.558
2003-2004	21.863.561	1.619.523
2004-2005	23.612.645	1.749.084
2005-2006	25.501.656	1.889.011
2006-2012	31.811.000	1.051.557*

*Dado médio entre 2006 e 2012

Nesse contexto, para projeção da recuperação das pastagens degradadas, foi adotado, para o período de 2012 a 2050, o mesmo incremento anual de área do Plano ABC (Tabela 18), o que deriva da necessidade de pastagens bem manejadas para suporte ao rebanho bovino projetado (segundo a subseção 3.1.2.1).

Por sua vez, considerando o crescimento dos sistemas integrados, espera-se que uma parcela do pasto degradado seja recuperada por meio desses sistemas. Assim, definiu-se que 80% da área destinada a ILPF contenham pasto, enquanto que na ILP assume-se que 30% da área terão a adoção de pasto com segunda ou mesmo terceira safra.

Para projeção de área de SPD e SI, a adoção das metas do Plano ABC (incrementos anuais) resultaria em valores de área agrícola superiores à área máxima projetada para cultivo em 2050. Assim, para esses cálculos, foi feita uma análise sobre a proporção de adoção do SPD entre 2001 e 2013. A análise consistiu em comparar a área de SPD disponibilizada pela FEBRAPDP com a área ocupada pelas culturas de soja, milho, feijão, algodão e arroz (Tabela 20), principais culturas que utilizam plantio direto. Observou-se, portanto, que atualmente a área manejada com SPD é de aproximadamente 80% e que essa proporção está relativamente estável desde 2009. Diante desses resultados, foram assumidos os seguintes critérios para a definição das áreas de SPD e SI até 2050:

- i) Estabeleceu-se uma proporção máxima única e conjunta para adoção de SI e SPD, qual seja, a manutenção de 80% observada nos anos recentes da série histórica analisada;
- ii) A parte agrícola dos sistemas integrados é manejada por meio do uso do plantio direto, ou seja, esses dois sistemas se sobrepõem;
- iii) Assumiu-se, conservadoramente, haja vista que os sistemas integrados são relativamente mais complexos, que sua adoção deverá ser mais lenta e que sempre haverá áreas e produtores que continuarão a adotar sistemas convencionais de cultivo;
- iv) Para estimar a área com SI, considerou-se a meta do Plano ABC até 2020 e, após esse período, assumiu-se que a adoção de SI manterá a mesma proporção de 2020 da área com SI em relação à área total com as culturas passíveis de adotar sistemas conservacionistas;
- v) A área de SI foi dividida entre sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP) e integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), sendo 90% da área de ILP e o restante, 10%, de ILPF;
- vi) Do total em ILPF, 20% serão ocupados com floresta e 80% com safra de agricultura, soja ou milho e uma safrinha de pasto. Para ILP, assumiu-se que 100% da área serão cultivados em SPD com soja ou milho,³¹ sendo que, desse total, aproximadamente 22% terão uma segunda safra (safrinha) de milho e 30% (da área total com ILP) terão também uma safra de pasto, em segunda ou terceira safra;
- vii) A área de SPD, em sistemas somente de agricultura, foi calculada de modo que as áreas dos dois tipos de manejos somados atinjam os 80% de adoção de sistemas conservacionistas (em áreas de soja, milho, algodão, arroz, feijão e trigo), definidos para a referência.

É importante destacar que não existem dados oficiais, ou mesmo algum trabalho técnico-científico, sobre a adoção dos sistemas integrados no Brasil. Assim, os percentuais adotados foram definidos a partir da consulta informal a *experts* do setor.

Tabela 20 – Proporção do Sistema de Plantio Direto entre 2001 e 2013 em Relação à Área com Culturas Anuais Passíveis de Integrar Este Sistema

Área (milhões de ha)	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Culturas anuais	29,6	31,9	34,9	38,5	38,8	37,4	36,5	36,7	36,8	36,2	38,1	37,2	40,7
SPD	17,4	18,7	20,2	21,9	23,6	25,5	26,6	27,6	28,7	29,7	30,8	31,8	32,9
% de SPD	58,7	58,8	58,0	56,8	60,9	68,2	72,8	75,3	77,9	82,1	80,8	85,4	80,8

Para a evolução da FBN, considerou-se que toda a área de soja será manejada com inoculação de bactérias fixadoras de nitrogênio, o que já acontece atualmente, haja vista que a adoção da prática na soja é consolidada no Brasil. De acordo com a literatura (ALVES et al., 2006; MENDES et al., 2010; BRITO et al., 2011; BARBOSA et al., 2012), estão sendo utilizados no Brasil inoculantes para outras espécies leguminosas, como o feijão, e para gramíneas, como milho, trigo e arroz. Por isso, considerou-se a utilização de FBN também nessas culturas.

³¹ A opção pelas culturas da soja e do milho para compor os sistemas integrados vem da constatação de que esses cultivos atualmente predominam nas áreas de ILP e ILPF, e isso se deve provavelmente à maior rentabilidade e ao domínio técnico sobre a rotação com essas culturas. Quanto à safrinha com milho, a proporção adotada se baseou na participação do milho safrinha na área atualmente cultivada no Brasil.

De acordo com a nota técnica da Embrapa (2015), atualmente, cerca de 10% das lavouras de milho, trigo, arroz e feijão fazem uso da FBN. Esse foi o percentual utilizado para essas culturas até 2050. Ou seja, assumiu-se conservadoramente a manutenção desse percentual para esses cultivos, tendo a FBN como prática de adubação nitrogenada.

Após a definição da área com FBN, foi definida a quantidade de N aportado por esse processo nessas culturas. Nesse aspecto, alguns trabalhos científicos indicam que, com os níveis tecnológicos atuais, a FBN nessas culturas já seria capaz de suprir 50% da necessidade de N, porém esses mesmos trabalhos apontam para a necessidade de mais estudos de campo para confirmar tal potencial (BÁRBARO et al., 2008; SCHULTZ, 2012; BARBOSA et al., 2012). Optou-se, então, por adotar que a FBN nessas culturas é responsável por aportar 25 kg N/ha/ano, o que se baseia em recomendação da Associação Nacional dos Produtores e Importadores de Inoculantes (ANPII, 2015), que indica que a maioria dos trabalhos considera 25 kg a 30 kg N/ha/ano como uma fixação de nitrogênio efetiva atualmente.

3.1.1.1.5 QUEIMA DE RESÍDUOS AGRÍCOLAS

Atualmente, apenas a cultura da cana-de-açúcar ainda adota de forma significativa a prática da queima da biomassa. Por isso, as projeções e estimativas relacionadas à queima dos resíduos agrícolas vão se restringir a essa cultura.

De acordo com Packer et al. (2014), no estado de São Paulo, em 2012, somente 27,8% da área ainda eram colhidos por meio da queima, o que significa que 72,2% da área são colhidos mecanicamente. Os estados do Paraná, Pernambuco e Alagoas apresentam, respectivamente, 10%, 4% e 3% de áreas com colheita mecanizada, enquanto que, nos demais estados produtores, a colheita da cana-de-açúcar continua sendo realizada por meio da queima da biomassa (PACKER et al., 2014).

Para o presente trabalho, assumiu-se que a área colhida manualmente e com queima em São Paulo deverá se reduzir de forma linear até zerar no ano de 2031, seguindo o acordo ambiental vigente para o estado (SÃO PAULO, 2002). Para o restante do país, diferentemente do que adotaram Packer et al. (2014), considerou-se que, em média, 10% da área já são colhidos mecanicamente. Tal proporção foi baseada na opinião de *experts*, principalmente de Alagoas, Pernambuco e Minas Gerais. Diante de aspectos econômicos e pressão ambiental, assumiu-se que a prática da queima continuará sendo reduzida, devendo zerar no ano de 2050.

3.1.1.1.6 DEMANDA DE CALCÁRIO, FERTILIZANTE NITROGENADO E VINHAÇA

A estimativa da demanda de calcário agrícola de 2014 a 2050 foi feita a partir do consumo de calcário entre 1992 e 2013 disponibilizado pela Associação Brasileira dos Produtores de Calcário Agrícola (ABRACAL, 2014) (Figura 20). Essa série histórica foi correlacionada com a produção agrícola das culturas abordadas. Observa-se que a relação variou entre 24 kg e 47 kg de calcário por tonelada de produto agrícola (Figura 21), com uma média de 33,7 kg de calcário por tonelada de produto agrícola. Considerando que não existe tendência clara de aumento ou redução de uso do calcário (Figura 22), optou-se por usar o dado médio para estimar a demanda de calcário até 2050.

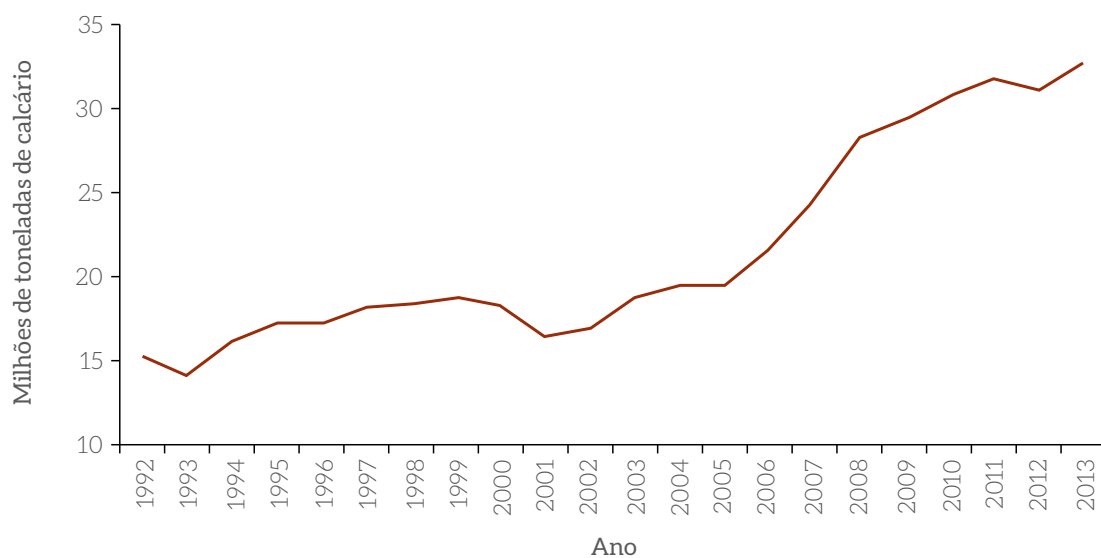


Figura 20 – Consumo Brasileiro de Calcário entre 1992 e 2013

Fonte: ABRACAL



Figura 21 – Relação de Quilograma de Calcário Utilizado por Tonelada de Produto Agrícola

Para a demanda de fertilizante nitrogenado, foi realizada uma estimativa baseada na recomendação de adubação nitrogenada em função do nível de produtividade de cada cultura, segundo dados que constam da Tabela 21.

Tabela 21 – Doses de Adubação Nitrogenada (N) para as Culturas do Algodão, Arroz, Cana-de-açúcar, Feijão, Laranja, Milho e Trigo em Função da Expectativa de Produtividade

Cultura	Produtividade (t.ha-1)	Dose de N (kg.ha-1) ¹	Fonte
Algodão	3,0	87,5	FRANCISCO; HOOGERHEIDE, 2013
	4,0	107,5	
	5,0	127,5	
	6,0	147,5	
Arroz	4,1 a 6,0	60,0	ROQUETTI FILHO, 2014
	6,1 a 8,0	80,0	
Cana-de-açúcar	60,0 a 80,0	80,0	VITTI; MAZZA, 2002; ROSSETO; DIAS, 2005
	80,0 a 100,0	100,0	
Feijão	1,1 a 2,0	40,0	ROQUETTI FILHO, 2014
Laranja ²	< 20,0	60,0	MATTOS JÚNIOR et al., 2009
	21,0 a 30,0	80,0	
Milho (safra)	4,1 a 6,0	70,0	ROQUETTI FILHO, 2014
	6,1 a 8,0	100,0	
	8,1 a 10,0	120,0	
Milho (safrinha) ³	4,1 a 6,0	35,0	BROCH; RANNO, 2012; ROSCOE; MIRANDA, 2013
	6,1 a 8,0	50,0	
	8,1 a 10,0	60,0	
Trigo	2,1 a 3,0	40,0	ROQUETTI FILHO, 2014
	3,1 a 4,0	60,0	
	4,1 a 5,0	80,0	
	> 5,0	100,0	

1 São valores totais de N ano-1, que podem incluir adubação de sementeira ou plantio e adubação de cobertura.

2 Para recomendação da laranja, adotaram-se as doses recomendadas para adubação de laranja *in natura*, a qual é pouco menor do que a recomendação para cultivo de laranja para a indústria.

3 Os autores apresentaram recomendação apenas para o primeiro nível de produtividade. Para os demais, adotou-se o aumento linear.

As únicas culturas para as quais não foi possível realizar esse tipo de procedimento, devido à ausência de dados na literatura, foram banana, cacau, café, fumo e mandioca. Nesse caso, o aumento da demanda de fertilizante nitrogenado adotou uma taxa anual de crescimento da produtividade da cultura. A taxa de aumento da produtividade permite obter uma estimativa razoável das necessidades de N, tendo em vista que um dos principais critérios para as recomendações de adubação nitrogenada é a quantidade de N exportada com a colheita.

Especificamente para a banana, os dados da literatura demonstram que pode haver variação muito alta na dose recomendada, a depender de aspectos como condições de solo e clima, nível de produtividade esperada, variedade e tipo de cultivo, se irrigado ou de sequeiro. De acordo com Ratke (2008) e Cordeiro (2015), a recomendação de adubo nitrogenado varia entre 160 kg/ha a 400 kg/ha, porém Teixeira (2000) encontrou que as doses de N para máxima eficiência econômica seriam 325 kg/ha e 441 kg/ha para cultivos em sequeiro e irrigado, respectivamente. Diante disso, optou-se por truncar a dose máxima de N em 400 kg/ha, o que deve ocorrer ao redor de 2041.

Na cultura do cacau, a dose média atual foi definida a partir da recomendação de CARE Brasil (2013), que apresenta adubação de 40,5 g/planta e um total de 900 árvores/hectare, resultando na dose de 36,5 kg/ha.

Para a cultura do café, a recomendação pode variar substancialmente, visto que o cultivo pode ter densidade de plantas diferenciada e ainda variadas condições de solo, clima e relevo. Por exemplo, Quintela et al. (2011) encontraram uma dose econômica de N de 194 kg/ha, enquanto que Franco et al. (1960) encontraram respostas com dose de até 360 kg/ha, porém é comum a recomendação de até 450 kg/ha em plantios superadensados (FRANCO et al., 1960; QUINTELA et al., 2011). Diante dessas variações, optou-se por adotar a dose média inicial de N (ano de 2012) de 250 kg/ha.

Quanto ao fumo, de acordo com Rubin (2004) e Oliveira e Costa (2012), a recomendação de adubação nitrogenada pode variar entre 75 kg/ha a 130 kg/ha, logo, adotou-se a média desses valores, o equivalente à dose de 100 kg/ha.

Para a cultura da mandioca, Fialho e Vieira (2011) e Souza e Fialho (2003) recomendam, respectivamente, doses de N de 20 kg/ha e 40 kg/ha. Por isso, foi adotada a média desses dados, ou seja, 30 kg/ha.

Por sua vez, não há recomendação de adubação nitrogenada para a soja, visto que todo o nitrogênio necessário ao desenvolvimento da cultura será fornecido via FBN.

Foi contabilizada também a demanda de adubo nitrogenado para a recuperação de pastagens, adotando-se a dose de 100 kg/ha de acordo com o Plano ABC (OBSERVATÓRIO ABC, 2015).

Por último, incluiu-se a adubação nitrogenada nos cultivos do eucalipto e pínus. Para o eucalipto, adotou-se a dose média de 40 kg/ha e, para o pínus, 20 kg/ha, sendo essas doses mantidas constantes para todo o período estudado (2012 a 2050).

A produção de vinhaça para o cenário REF foi determinada a partir da produção de etanol projetada pelo setor de transportes, que será apresentada posteriormente.

3.1.1.2 PROJEÇÕES

3.1.1.2.1 PRODUÇÃO, PRODUTIVIDADE, ÁREA CULTIVADA E ÁREA OCUPADA DOS CULTIVOS AGRÍCOLAS

As tabelas a seguir indicam as projeções de produção (Tabela 22), produtividade (Tabela 23), área cultivada (Tabela 24) e área ocupada (Tabela 25) do cenário REF, segundo os pressupostos assumidos nas seções anteriores. Enfatize-se que as projeções de área cultivada são entradas para o modelo Otimizagro realizar a alocação espacial dos cultivos que acontece de acordo com a metodologia explicada na subseção 2.1.

Tabela 22 – Projeção de Produção dos Cultivos Agrícolas (ton)

Produção (ton)			
Cultivo	2012	2035	2050
Algodão	4.969.064	4.828.838	5.572.839
Arroz	11.549.881	18.639.066	22.674.678
Banana	6.902.184	9.802.722	12.230.960
Cacau	253.211	216.440	207.333
Café	3.037.534	4.488.653	5.420.853
Cana	721.077.287	1.071.622.563	1.235.703.569
Feijão	2.794.854	3.428.637	3.629.061
Fumo	18.012.560	25.339.711	30.676.951
Laranja	810.550	1.224.990	1.409.746
Mandioca	18.012.560	36.867.530	44.955.865
Milho	71.072.810	124.392.152	151.594.718
Soja	65.848.857	154.473.966	205.307.195
Trigo	4.418.388	9.321.743	11.294.678
Total	928.759.740	1.464.647.012	1.730.678.447

Tabela 23 – Projeção de Produtividades (ton/ha)

Produtividades (ton/ha)			
Cultivo	2012	2035	2050
Algodão	3,6	5,7	6,8
Arroz	4,8	6,6	7,7
Banana	10,1	18,6	22,6
Cacau	0,4	0,5	0,6
Café	1,4	2,0	2,3
Cana	74,3	88,1	96,7
Feijão	1,0	1,6	1,9
Fumo	2,0	29,4	34,7
Laranja	24,7	2,5	2,8
Mandioca	13,6	16,6	18,1
Milho	5,0	7,5	9,4
Soja	2,6	3,8	4,5
Trigo	2,3	4,6	5,8

Tabela 24 – Área Cultivada de acordo com as Projeções de Produção e Produtividade

Área cultivada (ha)			
Cultivo	2012	2035	2050
Algodão	1.381.919	841,398	819,110
Arroz	2.413.288	2,827,418	2,952,637
Banana	685.873	528,168	541,896
Cacau	684.333	410,785	327,334
Café	2.120.080	2,292,474	2,385,142
Cana	9.705.388	12,167,159	12,778,734
Feijão	2.709.485	2,209,531	1,890,022
Fumo	410.225	486,456	494,824
Laranja	729.583	862,220	882,876
Mandioca	1.692.986	2,214,588	2,480,435
Milho	14.198.496	16,696,933	16,127,098
Soja	24.975.258	41,193,058	45,623,821
Trigo	1.912.711	2,015,806	1,947,358
Total	63.619.625	84.745.996	89.251.287

Tabela 25 – Área Ocupada de acordo com as Projeções de Área Cultivada e Proporção das Safrinhas

Área ocupada (ha)			
Cultivo	2012	2035	2050
Algodão	1.381.919	841.397	819.110
Arroz	2.413.288	2.827.417	2.952.636
Banana	685.873	528.168	541.896
Cacau	684.333	410.785	327.334
Café	2.120.080	2.292.474	2.385.142
Cana	9.705.388	12.167.159	12.778.733
Feijão	1.573.605	1.104.765	945.010
Fumo	410.225	486.456	494.823
Laranja	729.583	862.220	882.876
Mandioca	1.692.986	2.214.588	2.480.434
Milho	6.894.804	6.678.773	6.450.839
Soja	24.975.258	41.193.057	45.623.821
Trigo	–	–	–
Total	53.267.342	71.607.264	76.682.659

Essas projeções de produção foram utilizadas para mensurar os resíduos agrícolas e as emissões pela sua decomposição. A contabilização foi realizada pelo setor de gestão de resíduos, que repassou as informações para reporte, no que se refere às emissões, pelo setor de Afolu. Trata-se, portanto, de considerar a metodologia de atribuição das emissões da TCN.

Por sua vez, as áreas com cana-de-açúcar e arroz constituem-se de dados de entrada para os cálculos de emissões de metano e óxido nitroso pela queima de resíduos e metano pelo cultivo de arroz, respectivamente.

Além disso, as projeções de área cultivada são entradas para o modelo Otimizagro realizar a alocação espacial dos cultivos, segundo a metodologia constante da subseção 2.2.

3.1.1.2.2 SISTEMAS DE MANEJO E QUEIMA DE RESÍDUOS AGRÍCOLAS

Quanto ao manejo das áreas agrícolas, estima-se que o Brasil terá, em 2035, aproximadamente, 36,2 milhões de hectares sob SPD e 6,1 milhões de SI. Em 2050, projeta-se que essas áreas serão, respectivamente, de 38,9 milhões de hectares e 6,6 milhões de hectares (Figuras 22 e 23). Esses valores consideram que 80% da área com culturas anuais estejam sendo cultivados com sistemas conservacionistas (SPD e SI) e, desse total, uma parcela será conduzida com SI, praticando o plantio direto.

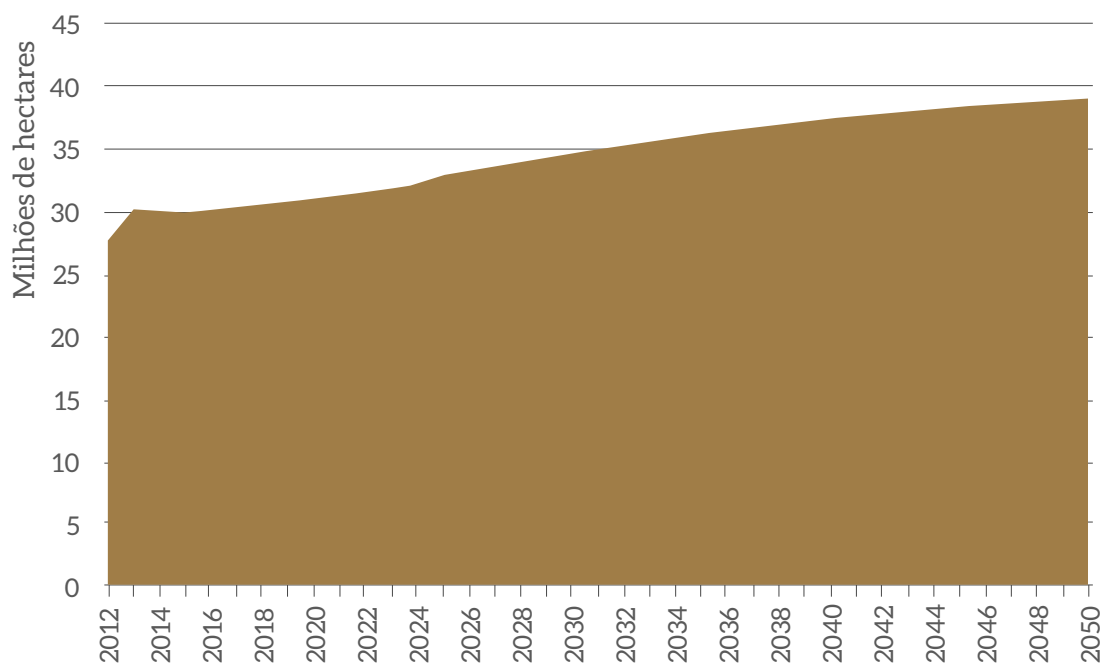


Figura 22 – Projeção de Expansão do Plantio Direto no Cenário REF

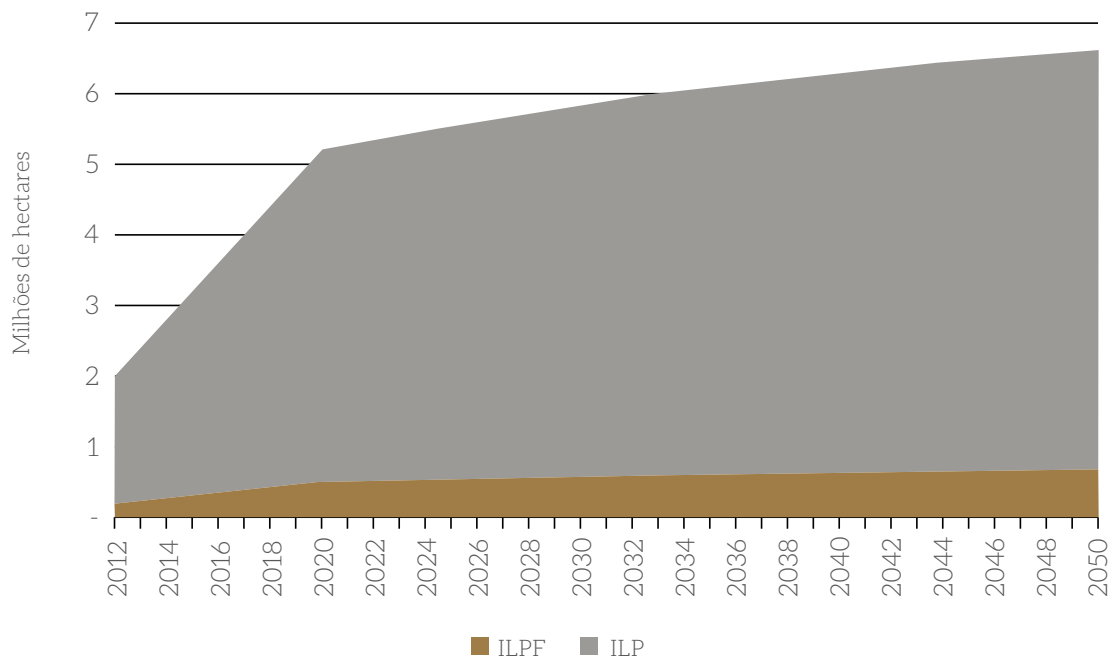


Figura 23 – Projeção de Expansão dos Sistemas Integrados no Cenário REF

Para a recuperação de pastagens degradadas, foi mantido o incremento anual adotado pelo Plano ABC, tendo em vista a necessidade de pastagens bem manejadas de acordo com a projeção de crescimento do rebanho. De acordo com esses pressupostos, projeta-se que até 2050 sejam recuperados 66,3 milhões de hectares de pastagens degradadas (Figura 24).

O valor para recuperação de pastagem pode parecer elevado, porém é perfeitamente possível de ser atingido em termos de área. Dias-Filho (2014) estimou que há no Brasil cerca de 100 milhões de hectares com nível de degradação forte ou moderado.

Posteriormente, as referidas projeções de áreas agrícolas e de pastagens degradadas, em diferentes tipos de manejo, serão necessárias para calcular as emissões e remoções de carbono pelos solos, conforme metodologia de cálculo constante da subseção 2.4.2.2, e estimar o potencial de mitigação que será apresentado na subseção 4.2.

A FBN, atualmente adotada em aproximadamente 32 milhões de hectares, deverá alcançar 48 milhões de hectares em 2050 (Figura 25), o que corresponde basicamente à área cultivada com soja, somada a 10% das áreas cultivadas com milho, arroz, trigo e feijão.

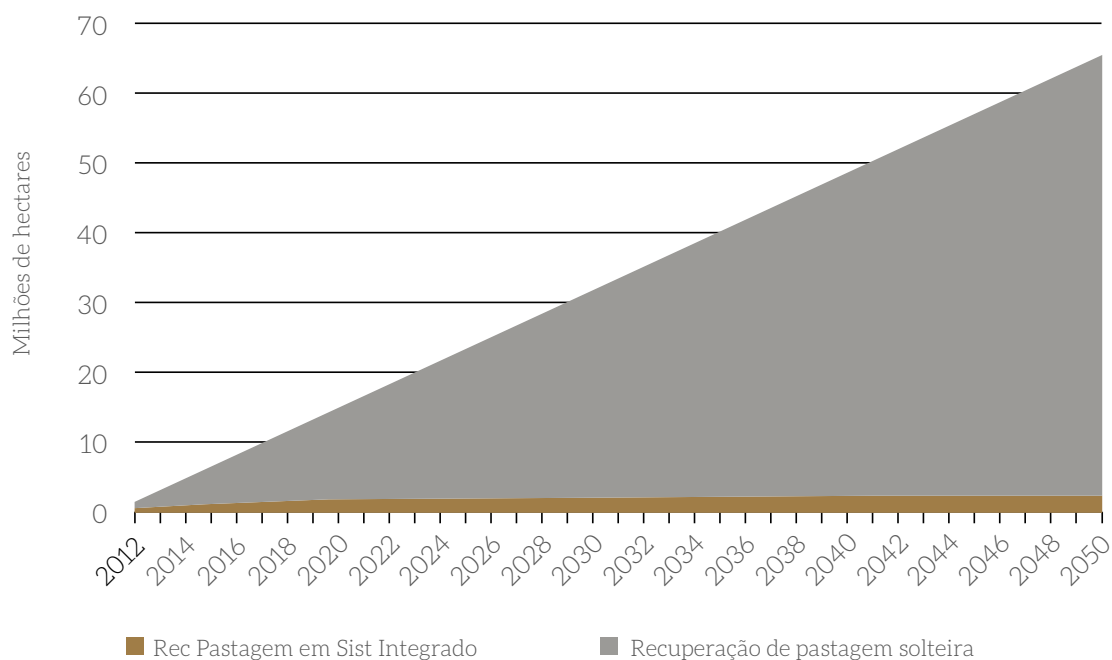


Figura 24 – Projeção de Recuperação de Pastagens Degradadas Incluindo a Parcela a Ser Recuperada Via Sistemas Integrados no Cenário REF

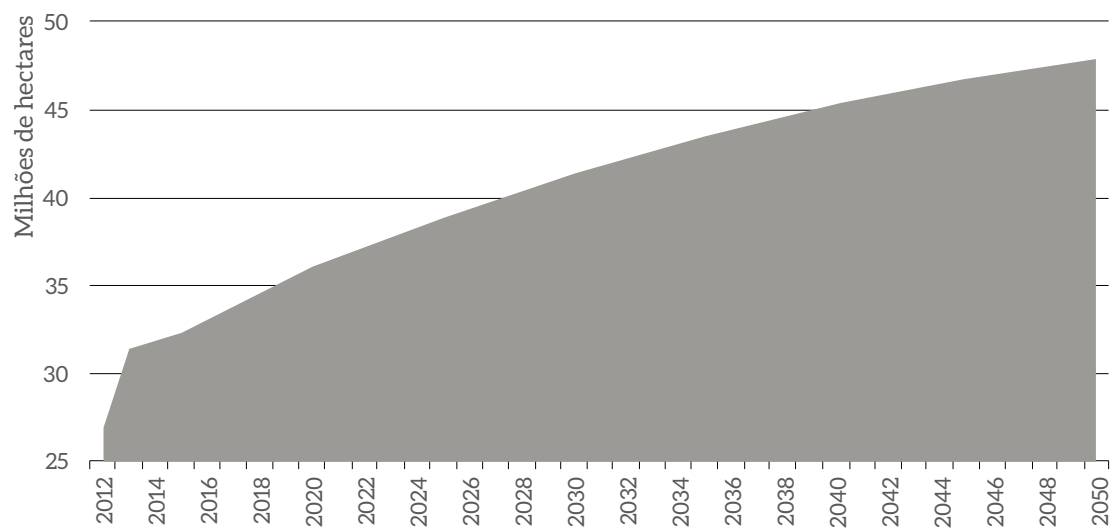


Figura 25 – Projeção de Área com Fertilização Biológica de Nitrogênio no Cenário REF

3.1.1.2.3 DEMANDA DE CALCÁRIO E FERTILIZANTE NITROGENADO

Foram consideradas as doses médias por hectare de adubo nitrogenado para cada cultura e para pastagem contidas na Tabela 26, que resultam na demanda por fertilizante nitrogenado para os cultivos e recuperação de pastagens detalhados na Tabela 27. A Figura 26, por sua vez, mostra a projeção para consumo interno total de fertilizantes nitrogenados no país, enquanto a Figura 27 apresenta as quantidades de nitrogênio que serão aportadas ao solo por meio da FBN.

Estima-se, portanto, consumo final de aproximadamente 12,3 milhões de toneladas de fertilizantes nitrogenados em 2050. Para fins de comparação, deve-se citar que atualmente esse consumo é de 3,3 milhões de toneladas. É importante ressaltar o aporte de N via FBN, que deve contribuir com 2,3 milhões de toneladas entre 2012 e 2050, quantidade que não seria economizada caso não fosse adotada a prática de FBN.

A Figura 28 mostra que a demanda de calcário agrícola em 2050 será de 70,5 milhões de toneladas, representando aumento de 37,5 milhões de toneladas em relação a 2012.

Tabela 26 – Resumo das Doses Médias de Adubo Nitrogenado para as Culturas e Pastagens Recuperadas (ton de N/ha)

Cultivo (ton de N/ha)	2012	2035	2050
Algodão	87,5	127,5	147,5
Arroz	60,0	80,0	80,0
Banana	160,0	335,4	400,0
Cacau	36,5	55,9	73,8
Café	250,0	355,3	446,8
Cana-de-açúcar	80,0	100,0	100,0
Feijão	40,0	40,0	40,0
Fumo	100,0	130,4	155,0
Laranja	60,0	60,0	80,0
Mandioca	30,0	36,6	41,7
Milho – safra	70,0	100,0	120,0
Milho – safrinha	35,0	50,0	60,0
Soja	0,0	0,0	0,0
Trigo	40,0	80,0	100,0
Recuperação de pastagens	100,0	100,0	100,0
Pinus	20,0	20,0	20,0
Eucalipto	40,0	40,0	40,0

Tabela 27 – Resumo das Estimativas da Demanda Interna de Fertilizante Nitrogenado por Cultura Agrícola e Recuperação de Pastagens Degradadas (ton de N)

Cultivo (ton de N)	2012	2035	2050
Algodão	120.918	107.278	120.819
Arroz	138.764	219.125	228.829
Banana	109.740	177.133	216.759
Cacau	24.978	22.960	24.157
Café	530.020	814.515	1.065.777
Cana	776.431	1.216.716	1.277.873
Feijão	101.606	82.857	70.876
Fumo	41.023	63.423	76.698
Laranja	43.775	51.733	70.630
Mandioca	50.790	81.085	103.420
Milho – safra	465.399	651.180	757.974
Milho – safrinha	237.370	475.863	556.385
Soja	0	0	0
Trigo	71.727	156.225	189.867
Pasto recuperado + adubado	403.141	4.516.008	7.114.102
Pinus	31.558	49.192	61.536
Eucalipto	206.609	322.062	402.876
Total	3.353.847	9.007.356	12.338.578

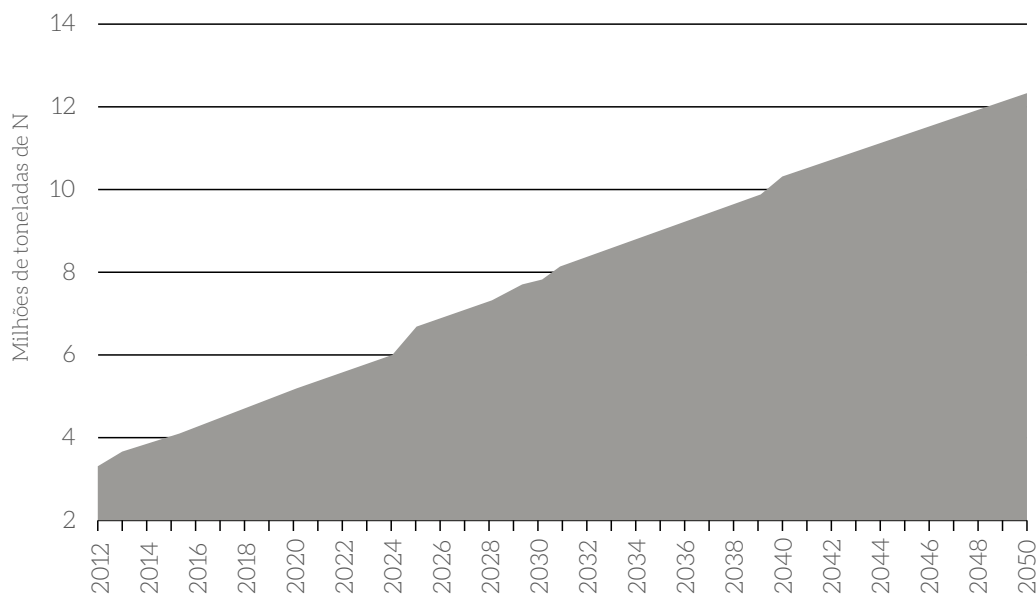


Figura 26 – Projeção para Consumo Interno Total de Fertilizantes Nitrogenados no País no Cenário REF

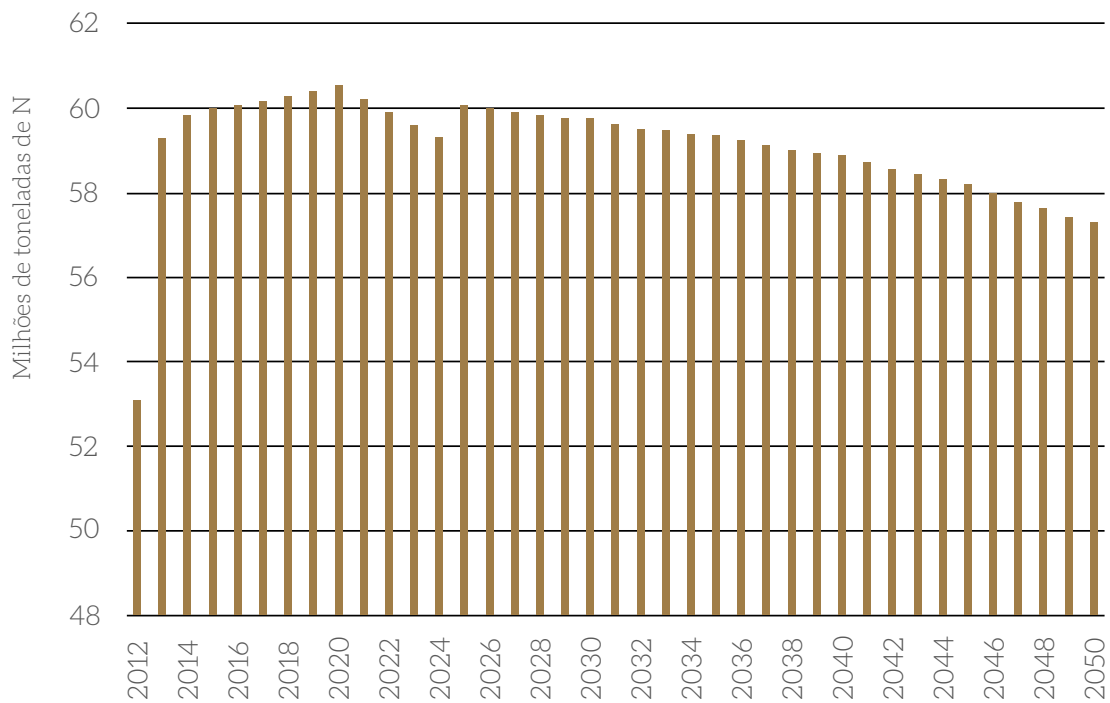


Figura 27 – Projeção de Nitrogênio Que Serão Aportadas ao Solo Via FBN no Cenário REF

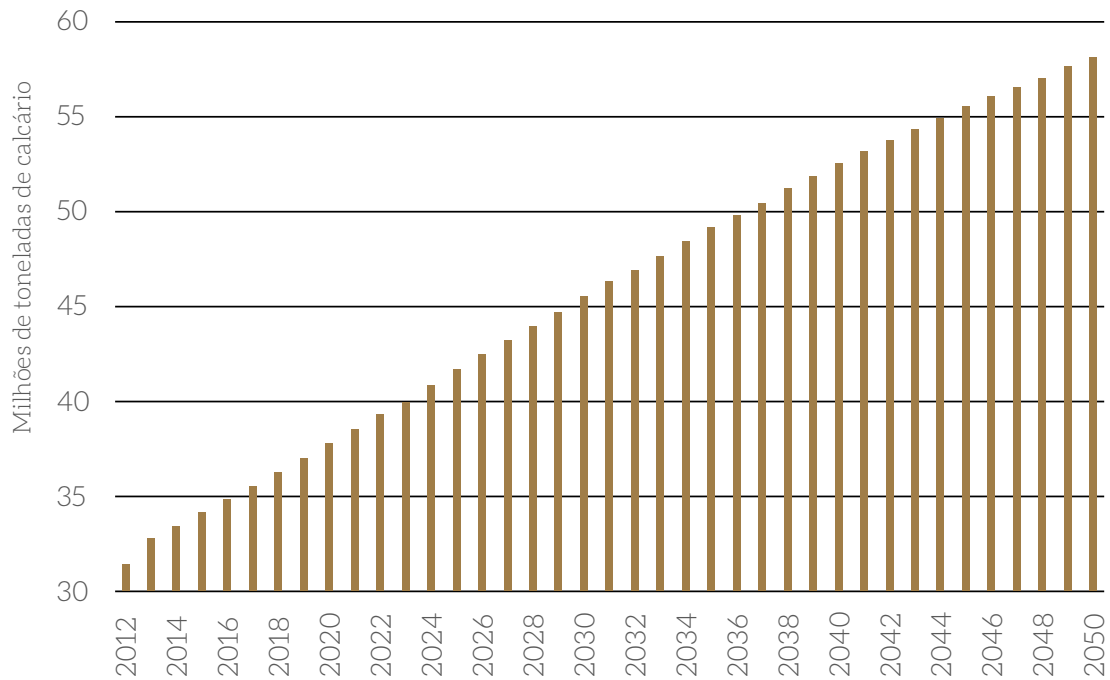


Figura 28 – Projeção de Demanda de Calcário Agrícola até 2050 no Cenário REF

3.1.2 PECUÁRIA

3.1.2.1 PRESSUPOSTOS

Para projetar os rebanhos da pecuária, partiu-se das projeções macroeconômicas da Fipe, as quais foram comparadas às projeções feitas pelo MAPA (2014) e outras projeções de crescimento, incluindo a publicação do *Outlook Fiesp 2024* e Barbosa et al. (2015) (Anexo 5).

Para essas análises, foi levantado o histórico do número de cabeças de animais e produção do *Anuário da Pecuária Brasileira* (FNP – CONSULTORIA E COMÉRCIO, 2014) dos anos 2012 e 2013 e da população animal do IBGE (2013) para o gado de corte e leite, aves e suínos. A partir de 2013, as projeções de população animal foram comparadas, de acordo com os diferentes cenários supracitados.

Partindo do cenário macroeconômico elaborado pela Fipe/USP, adotou-se a taxa de crescimento do VBP dos itens da pecuária projetados como taxas de crescimento do volume de produção para o rebanho bovino, população suína e de aves. As projeções do MAPA de 2014 a 2024, divulgadas em toneladas de carne, foram convertidas para número de cabeça, procedimento que também foi adotado para os dados do *Outlook de 2013 a 2024* para suínos e aves. Para se obter uma expectativa dessas projeções, entre 2025 e 2050, foi extrapolada uma tendência linear até 2050, usando-se a mesma taxa de crescimento do período considerado nas projeções do MAPA e Outlook.

A partir da comparação das projeções, optou-se por utilizar para o rebanho bovino de corte as projeções do cenário tendencial de Barbosa et al. (2015) por adotarem uma abordagem integrada. Além da área de pastagem disponível para o rebanho, essas análises consideram um limite de cabeças por hectare possível de ser atingido de acordo com a taxa de crescimento do rebanho e práticas de manejo. Constatou-se que as projeções do MAPA e da Fipe teriam que alcançar níveis inverossímeis de produtividade, acima de três cabeças de bovinos/hectare/ano, para atingir o rebanho projetado em 2050 (obtido mediante extrapolação, usando-se a mesma taxa de crescimento do período de 2014 a 2024).

O cenário tendencial de Barbosa et al. (2015) foi simulado até 2030 a partir dos dados de rebanho bovino (leite e corte) de 2010/2011 (PPM, 2013), utilizando-se a taxa de crescimento de 2,0% ao ano. Esse cenário foi projetado para atender a demanda por carne do MAPA até 2030 (MAPA, 2014). Primeiramente, os autores utilizaram as projeções de crescimento do rebanho, separado por categoria de idade dos animais, de acordo com os dados da FNP Consultoria & Comércio (2014). Posteriormente, esses dados foram transformados para os valores de rebanho total fornecidos pelo IBGE (2013) para cada estado e para o Brasil como um todo, mantendo as proporções fornecidas pela FNP Consultoria & Comércio (2014).

Para o período entre 2031 e 2050, a taxa de crescimento utilizada foi de 0,7% ao ano, a qual está alinhada com as áreas de pastagens disponíveis. A taxa de crescimento do rebanho confinado utilizada foi de 1,5% ao ano.

Foi utilizado o fator fornecido pela FNP Consultoria & Comércio (2014) de 41% do peso vivo produzido como equivalente carcaça para o cálculo de produção de carne. O efetivo do rebanho bovino foi calculado a partir da evolução do rebanho projetada por Barbosa et al. (2015) até 2030. A partir de 2031, foi mantida a mesma proporção de cada categoria animal.

Em seguida, foram estabelecidas taxas de lotação para os diferentes sistemas de pastagem (pastagem degradada e pastagem manejada, que inclui pastagem adubada, recuperada e adubada em sistemas integrados). Em pastagens manejadas, a taxa de lotação adotada foi de 2,5 bovinos/ha ou 1,75 UA/ha, com aplicação de 100 kg de nitrogênio/ha/ano. Em pastagens extensivas e degradadas, a taxa máxima de lotação chega a 0,75 UA/ha/ano.

A partir da evolução da área total de pastagens projetada pelo modelo Otimizagro (que varia em decorrência da expansão agrícola e do desmatamento) e da projeção dos sistemas integrados, identificou-se a necessidade de expansão de sistemas de maior produtividade (maior taxa de lotação) para acomodar o crescimento do rebanho bovino. Com base nisso, projetou-se a área de pastagens a ser reformada, conforme exposto na Figura 24, e um adicional de área de pastagem a ser adubada (Figura 30). Em seguida, o rebanho bovino de corte (desagregado em categorias de sexo e idade) foi alocado entre esses sistemas de manejo.

Quanto ao gado de leite, conforme adotado na TCN, utilizaram-se, como rebanho inicial, os dados do IBGE, de 22,8 milhões de vacas leiteiras em 2012, e a projeção de VBP da Fipe/USP para projetar a produção de leite até 2050. Para atender essa produção, optou-se por projetar um aumento da produtividade animal, em lugar de um crescimento do rebanho, por se acreditar que haverá melhoria no manejo nutricional, genético e sanitário do rebanho brasileiro. Além disso, a estimativa de crescimento de produção, sem considerar o aumento da produtividade por animal, levaria o rebanho de vacas leiteiras, em 2050, a 44,2 milhões de cabeças, o que representaria 42,5% das vacas totais (corte e leite). Tal percentual representaria um rebanho brasileiro misto, de corte e leite, diferente da vocação atual majoritariamente de corte. Para se projetar o aumento de produtividade, foi utilizado o crescimento de produção de leite de 1,9% ao ano (histórico do crescimento de 2002 a 2012 - IBGE).

Para os outros grupos animais, suínos e aves, seguiu-se o mesmo procedimento adotado para a agricultura, optando-se por selecionar as projeções macroeconômicas elaboradas pela Fipe/USP.

3.1.2.2 PROJEÇÕES

Os resultados indicam que o Brasil passará de 226 milhões de hectares de pastagens, em 2012, para 257 milhões, no ano de 2050 (conforme será possível verificar na subseção 3.1.4.2). Logo, projetou-se expansão total de 13% no período, a qual decorreria das áreas expandidas pelo desmatamento (transição de uso da terra de floresta para pastagem), deduzida a expansão das áreas de lavoura, reflorestamento e recomposição da vegetação nativa.

As análises demonstram que a pecuária de corte brasileira poderá se ajustar a essa situação por meio da inclusão de tecnologias e estratégias, principalmente o confinamento, permitindo aumento da produtividade associado a maior retorno econômico.

A taxa de crescimento anual do número total de bovinos é de 1,31% até 2050, com um rebanho que atingiria 348 milhões de cabeças em 2050. A taxa de crescimento dos bovinos confinados, considerada no cenário REF, é de aproximadamente 3% ao ano. Ou seja, o rebanho de bovinos confinados seria de 13,9 milhões de cabeças em 2050 (Tabela 28 e Figura 29).

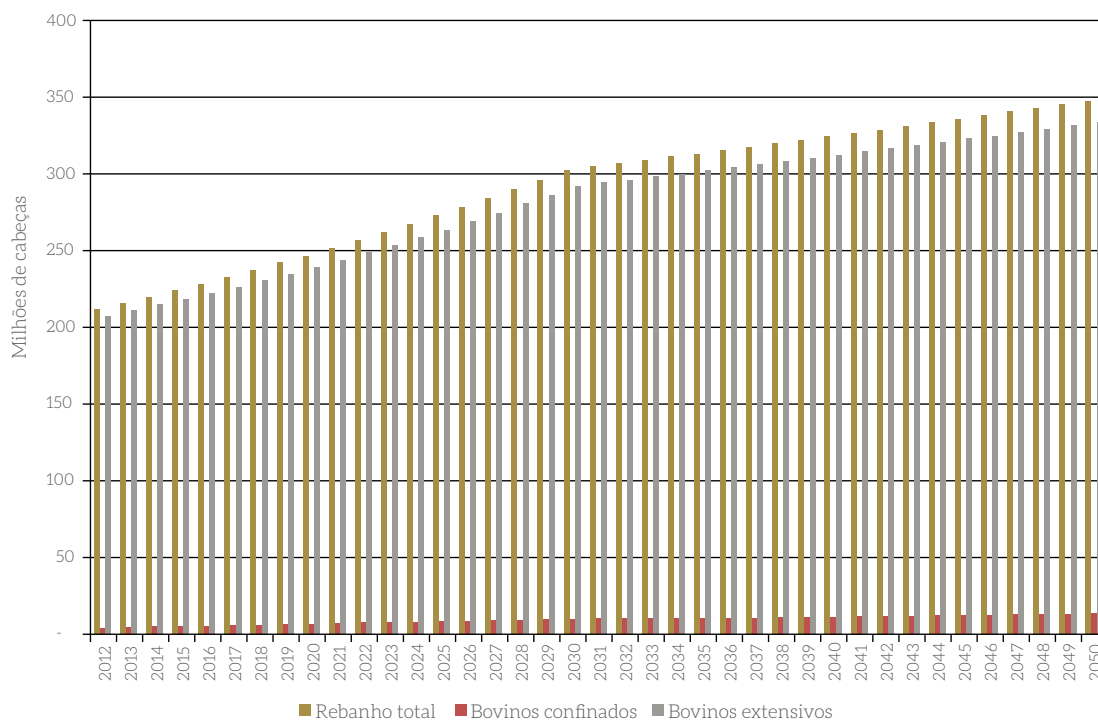


Figura 29 – Projeção de Bovinos Totais e de acordo com o Nível de Intensificação (Cenário REF)

Ainda nesse cenário, a produção de carne alcançaria 14,4 bilhões de kg de equivalente carcaça em 2050. Ou seja, 54,5% superior ao ano de 2012 (Tabela 28).

Tabela 28 – Rebanho Total, Produção de Carne (Equivalente Carcaça), Lotação (Cabeças/Hectare), Área de Pastagem e Número de Animais por Sistema de Produção no Brasil para os Anos 2012 e 2050, no Cenário REF

Indicadores	2012	2050
Rebanho total – cabeças	212.525.818	348.207.524
Tonelada de equivalente carcaça produzida	9.366.358	14.474.765
Lotação – cabeças/hectare	0,93	1,35
Área de pastagem – hectares	226.955.500	257.403.425
Animais por sistema de produção (cabeças)		
Intensivo	4.491.166	13.900.649
Extensivo	208.034.652	334.306.875

Para o efetivo bovino, projeta-se que haverá redução na idade de abate, com extinção da categoria de bovinos acima de quatro anos de idade, e redução do número de bovinos de três a quatro anos de idade, tendo em vista a utilização do confinamento em maior escala (Tabela 29).

Tabela 29 – Efetivo Bovino por Categorias nos Anos de 2012, 2035 e 2050

Rebanho efetivo – cabeças	2012	% do total em 2012	2035	2050	% do total em 2050
Touros	2.531.265	1,2	4.462.262	4.954.469	1,4
Vacas	71.679.880	33,3	93.651.478	103.981.648	29,9
Novilhas 2 a 3	15.516.333	7,5	27.353.096	30.370.262	8,7
Novilhas 1 a 2	25.690.964	12,4	45.289.529	50.285.163	14,4
Bezerras	28.565.479	13,6	45.754.652	50.801.591	14,6
Bezerros	28.565.479	13,6	45.754.652	50.801.591	14,6
Novilhos 1 a 2 anos	22.345.279	10,6	35.713.459	39.652.811	11,4
Novilho 2 a 3 anos	12.259.984	5,7	14.909.980	16.554.616	4,8
Garrotes 3 a 4 anos	4.179.098	1,7	725.362	805.373	0,2
Bois acima de 4 anos	1.192.056	0,5	–	–	–
Total	212.525.818	100	313.614.470	348.207.524	100

Por sua vez, a área de pastagens adubadas variaria ao longo do período de estudo por conta da dinâmica do rebanho, iniciando em 2,3 milhões de hectares e chegando a 4,8 milhões de hectares em 2050 (Figura 30).

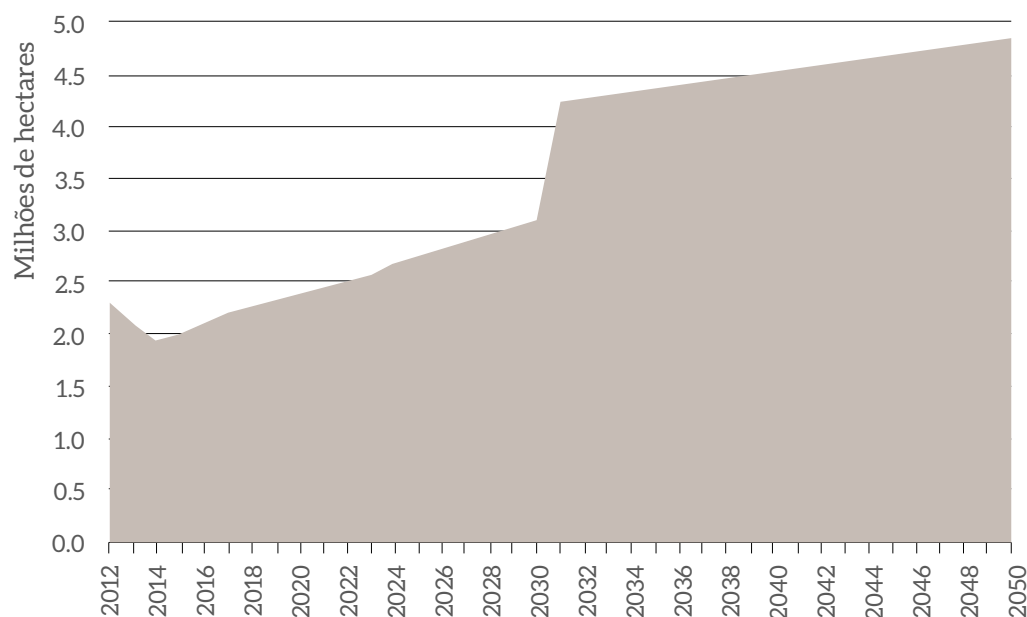


Figura 30 – Área de Pastagem a Ser Adubada no Cenário REF

Quanto ao rebanho leiteiro, ao fazer o ajuste da taxa de crescimento usando o aumento da produção leiteira por vaca, verifica-se que o total de vacas ordenhadas em 2050 será de 22,7 milhões (Tabela 30), o que representaria 21,9% do total dessa categoria. Deve-se destacar, portanto, que haveria queda na participação em relação ao ano de 2012 (31,8% do rebanho), tendo em vista que é considerado um aumento de produtividade.

Tabela 30 – Rebanho de Leite e Produção de Leite em 2012, 2035 e 2050

Rebanho de leite	2012	2035	2050
Cabeças de gado (milhões de cabeças)	22,8	24,5	22,7
Produção de leite (bilhões de litros)	34	53,6	65,9
Produção de leite (kg/vaca/dia)	4,09	5,98	7,94

A taxa de crescimento do número total de suínos e da produção de carne é de 1,60% ao ano, com um rebanho passando de 33,8 milhões para 70,9 milhões de suínos em 2050. Estima-se que a produção de carne suína chegará a 6,6 milhões de toneladas em 2050 (Tabela 31).

Tabela 31 – Rebanho Suíno e Produção de Carne em 2012, 2035 e 2050

Rebanho suíno	2012	2035	2050
Cabeças (milhões de cabeças)	38,80	57,46	70,9
Produção de carne (milhões de toneladas)	3,6	5,34	6,6

A taxa de crescimento de aves de corte alojadas e a produção de carne é de 1,9% ao ano, com um rebanho inicial de 6 bilhões de aves que alcançaria, em 2050, 11,8 bilhões em 2050 (Tabela 32). A produção de carne de aves de 2012 estimada é de aproximadamente 11 bilhões de toneladas de carne e, em 2050, de 23 bilhões de toneladas em 2050 (Tabela 33).

Tabela 32 – Rebanho de Aves de Corte e Produção de Carne em 2012, 2035 e 2050

Aves de corte	2012	2035	2050
Rebanho (Bilhões de cabeças)	5,6	9,6	11,8
Produção de carne (Milhões de toneladas)	10.960	18.851	23.181

Tabela 33 – Rebanho de Aves de Postura e Produção de Ovos em 2012, 2035 e 2050

Aves de postura	2012	2035	2050
Rebanho (Bilhões de cabeças)	88	151	188
Produção (Milhões de ovos)	23.073	39.693	49.214

As projeções dos rebanhos de bovinos de corte, bovinos de leite, aves e suínos serão utilizadas, posteriormente, para o cálculo das emissões por fermentação entérica, manejo de dejetos, dejetos animais depositados nas pastagens e aplicação de adubo animal.

3.1.3 FLORESTAS PLANTADAS

3.1.3.1 PRESSUPOSTOS

A projeção de médio-longo prazo das áreas de florestas plantadas no Brasil apresenta alto grau de complexidade e, portanto, é pouco abordada em estudos e modelos de mudança no uso da terra.

Atualmente, a principal perspectiva de área de floresta plantada no Brasil está registrada nas diretrizes para a estruturação da Política Nacional de Florestas Plantadas (PNFP). O documento apresenta expectativa de expansão da área ao ritmo de um milhão de hectares/ano até 2020, alcançando cerca de 12 milhões nesse ano. Tal avanço foi projetado assumindo a hipótese de implementação pelos governos federal, estaduais e municipais da proposta de política pública de desenvolvimento do setor que envolveria, dentre outros, financiamento e mitigação de riscos (remoção de obstáculos aos fundos de investimento em participação florestal, adaptação das linhas de financiamento, seguro agrícola), mudanças na tributação dos produtores e apoio às iniciativas de pesquisa, desenvolvimento tecnológico e inovação.

Entretanto, até o presente ano, não há expectativa de conclusão do processo legislativo para implementação da PNFP, havendo, portanto, grande incerteza se todas as ações/atividades preconizadas serão concretizadas. Além disso, o ritmo de expansão de área projetada requer profundas mudanças estruturais na cadeia produtiva brasileira de base florestal, talvez além do alcance da política, haja vista que a área de florestas plantadas no Brasil foi expandida em 1,3 milhão de hectares nos últimos oito anos (IBÁ, 2014).

Dada a incerteza que envolve projeções de médio-longo prazo vinculadas a políticas públicas, como ocorre com a PNFP, estudos de mudança do uso da terra que requerem tais projeções da área de florestas plantadas precisam assumir opções mais conservadoras (restringindo hipóteses otimistas e assumindo mais a persistência das características presentes e prevalentes) e ao mesmo tempo robustas o suficiente para representarem um cenário futuro factível.

Isso pode ser observado satisfatoriamente em dois estudos significativos registrados na literatura. Fearnside (1998) projetou a área de florestas plantadas no Brasil, até 2050, baseando-se na projeção do nível de uso de madeira, considerando o consumo doméstico e a expectativa de exportação. Campos (2013) desenvolveu um modelo espacialmente explícito de mudança do uso da terra para florestas plantadas, estimando a área coberta por plantios florestais no Brasil, até 2030, baseando-se nas taxas médias históricas de produção de celulose e painéis de madeira, além do carvão vegetal demandado pelos setores de ferro-gusa e ferroligas. O autor verificou o ajuste do método por meio de estimativas para um período pretérito, comparando-as à série histórica registrada da área de floresta plantada no Brasil no período correspondente e aplicando modelos estatísticos e testes de significância. Os resultados desse processo de validação demonstraram a significância estatística do método para estimativa da área coberta por plantios florestais com base no volume consumido de madeira para produção dos produtos de base florestal.

Assim, para o desenvolvimento do modelo de mudança do uso da terra relacionado às florestas plantadas, optou-se por atrelar a estimativa de área coberta por plantios florestais, entre 2012 e 2050, à projeção de produção dos principais segmentos consumidores de madeira *in natura* de plantações florestais (IBÁ, 2014): celulose, painéis de madeira reconstituídos, madeira serrada, lenha para uso industrial e residencial e carvão vegetal para os setores de ferro-gusa e ferroligas.

Essa é uma opção metodológica conservadora, visto que tem como principal pressuposto que a quantidade dos produtos modelados vai ser efetivamente produzida segundo projeções. Isso implica que o volume da madeira demandado para tal é necessariamente igual a sua oferta. De outro modo, o nível de produção projetado não poderia ser alcançado, o que requer métodos e instrumentos de compatível complexidade para modelar essa dinâmica, os quais são atualmente inviáveis e inexistentes para a escala espaço-temporal de referência deste estudo. Assim, a estimativa de área segundo o método representa a quantidade minimamente existente para satisfazer a efetiva produção.

A expansão de área é determinada pela evolução em termos de área colhida, assumindo que estas se expandiriam para fornecer o nível de produção necessário no ano em que a plantação seria colhida. Portanto, a estimativa de área total coberta por florestas plantadas anualmente pressupõe o atendimento integral da demanda por madeira, considerando os produtos modelados, de tal modo que corresponde ao nível de produção projetado para aquele ano.

Para realizar as projeções relativas à produção dos consumidores de madeira de plantações florestais dos segmentos de painéis de madeira e madeira serrada, foram utilizados dados referentes ao crescimento econômico dessas atividades projetados pela Fipe/USP. Com o objetivo de encontrar correspondências de máxima significância, foram comparadas as projeções obtidas por meio da utilização das taxas informadas pela equipe da Fipe/USP, com resultados obtidos a partir da replicação da tendência observada no período entre 2005 e 2012) (Anexo 6). Os resultados sugerem aproximação das taxas projetadas no item “010112 – Produtos da exploração florestal e da silvicultura” com o padrão histórico recente de crescimento da produção de painéis de madeira. Por outro lado, para a produção de madeira serrada de floresta plantada, houve ajuste significativamente maior com o item “030601 – Produtos de madeira”. Desse modo, tais taxas foram adotadas para o modelo de projeção de área, sendo, portanto, assumidos para esses segmentos os pressupostos do cenário macrossetorial elaborado pela Fipe/USP.

Para a estimativa de área correspondente à evolução do segmento de celulose e aqueles ligados ao consumo de carvão vegetal e lenha, foram adotadas as projeções de demanda desses insumos advindas dos setores energético e industrial. Essa interação é necessária para a construção de um cenário REF que seja consistente intersetorialmente e se constitui de um avanço metodológico em relação a estudos anteriores que objetivaram a construção de cenários de emissões (GOUVELLO et al., 2010; PBMC, 2014; OC, 2015).

Por fim, as taxas adotadas para projeção da produção dos segmentos madeireiros no cenário REF da atividade de silvicultura são apresentadas na Tabela 34.

Tabela 34 – Taxa Média de Crescimento Quinquenal do Consumo/Produção dos Segmentos Madeireiros Modelados

Produto	2015-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
Carvão vegetal	1,4%	2,7%	2,3%	2,8%	1,4%	1,2%	1,6%
Celulose	2,6%	2,6%	2,3%	2,1%	1,8%	1,6%	1,4%
Painéis de madeira	2,2%	2,2%	1,9%	1,7%	1,5%	1,3%	1,1%
Madeira serrada da silvicultura	-2,2%	-1,1%	-0,2%	0,3%	0,6%	0,7%	0,8%
Lenha	0,6%	0,4%	5%	-0,1%	0,4%	5,2%	1,3%

Para a projeção da área alocada com florestas plantadas, foi assumida a hipótese conservadora de manutenção das instituições (legislação, estrutura dos órgãos governamentais, falhas de mercado e regras informais) e da infraestrutura logística para o escoamento da produção.

A área expandida, anualmente, resulta da diferença entre a área que deverá ser plantada no ano e a área colhida no mesmo ano, de modo que a quantidade a ser plantada prioritariamente é direcionada para áreas já consolidadas (existentes), e aquilo que supera essa área será direcionado para novas áreas.

O principal pressuposto assumido quanto à espécie de origem do material madeireiro é a manutenção do atual padrão de consumo para produção dos produtos modelados. Assim, são considerados apenas os gêneros eucalipto e pínus, que representam 96,6% do consumo total de madeira de florestas plantadas no Brasil (IBÁ, 2014). Portanto, é assumida a persistência do padrão produto x gênero determinada pela maior proporção do volume consumido (Tabela 35).

Tabela 35 – Percentual do Consumo Brasileiro de Madeira *In Natura* de Floresta Plantadas por Segmento e Gênero em 2013

Segmento	Eucalipto	Pínus
Celulose e Papel	88%	12%
Painéis de madeira	30%	70%
Serrados	31%	69%
Carvão	100%	0%
Lenha industrial	91%	9%

Fonte: IBÁ, 2014

Segundo essas estimativas, considerando o percentual do volume consumido, há forte correlação entre consumo de madeira *in natura* de eucalipto com os segmentos de celulose, carvão vegetal e lenha industrial, e de pínus nos segmentos de painéis de madeira e a madeira serrada.

No tocante ao ciclo de colheita da madeira (idade de corte), no Brasil, o corte do eucalipto para industrialização ocorre normalmente aos sete anos de idade, num regime que permite até três cortes sucessivos, com ciclo final de até 21 anos. Para o pínus, a Embrapa, baseando-se em um modelo de simulação do crescimento florestal, indica 14 anos como idade adequada para o corte do maior volume de madeira do gênero para o segmento serraria (EMBRAPA, 2014). No caso do pínus, para o segmento de painéis de madeira, é indicada uma idade de corte média de 12 anos.

Diante disso, a estimativa de área colhida, com base no volume de madeira consumido, é obtida seguindo a Equação 20:

Equação 20

$$Ac = \sum_{i=1}^n \left(\frac{Q_i F_{C_i}}{Y_k} \right)$$

Onde:

Q_i é a quantidade produzida do produto i no ano, F_{C_i} o fator de conversão do produto i em volume equivalente de madeira *in natura* e Y_k o volume esperado de madeira (m^3/ha) de acordo com o ciclo de colheita e o incremento médio anual (IMA)³² ($m^3/ha/ano$).

Adaptando a equação base para estimativa da área de floresta plantada no Brasil pela Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas (Abraf) (ABRAF, 2012), é obtida a área total coberta por plantios florestais segundo as equações:

Equação 21

$$Fp = Fp_{t-1} - Ac_t + P_t$$

Equação 22

$$Fp_t = Fp_{t-1} + (P_t - Ac_t)$$

Equação 23

$$P_t = Ac_{t+n}$$

Onde:

Fp_t é a área total de floresta plantada em determinado ano, Fp_{t-1} é a área total de floresta no ano anterior, Ac_t é a área total colhida, P_t é a área total plantada no ano, correspondente ao consumo/colheita que ocorrerá no futuro, e Ac_{t+n} é a área plantada do gênero colhida no n ano subsequente, sendo que n representa a idade típica de corte para a combinação gênero/segmento.

32 Acréscimo médio do volume de madeira ao ano, obtido pela divisão do volume total pela idade da floresta.

A estimativa do volume de madeira de floresta plantada consumida, a partir da produção dos produtos modelados, é obtida por meio de fatores de conversão representativos da equivalência entre o consumo de madeira em tora e a produção de determinado produto. No caso do carvão vegetal para a siderurgia, em substituição ao fator de conversão, a medida para estimativa do volume de madeira consumido para produção é baseada no rendimento do alto-forno (toneladas de carvão vegetal por tonelada de ferro-gusa produzido) e no rendimento gravimétrico dos fornos para produção do carvão vegetal (volume de madeira por volume de carvão vegetal).

A seguir, serão apresentados os pressupostos que determinam o procedimento de estimativa de área de plantios florestais para os diferentes produtos madeireiros modelados.

3.1.3.1.1 CARVÃO VEGETAL

Os parâmetros necessários para estimativa da área de floresta ligada ao segmento consumidor de madeira de florestas plantadas por meio de carvão vegetal abrangem, além do consumo específico de carvão vegetal, a origem da madeira, a produtividade dos plantios e o rendimento gravimétrico.

A definição desses parâmetros, quando possível, foi alinhada às expectativas do Plano Siderurgia, apresentadas no estudo preliminar do plano (CGEE/MDIC, 2014). No que se refere ao consumo específico, foi considerada a projeção advinda do cenário REF dos segmentos industriais de ferro-gusa e ferroligas. A seguir, serão detalhadas as premissas relativas ao rendimento gravimétrico, origem da madeira e produtividade dos plantios florestais.

- Rendimento gravimétrico

O rendimento gravimétrico de 26% foi adotado como situação atual de eficiência do processo de carbonização da madeira de floresta plantada no Brasil. Para as usinas integradas, por sua vez, o rendimento gravimétrico é de 32%. De forma conservadora, o plano adota para o teto de eficiência, a partir de 2020, de 34% (Figura 31), devendo-se enfatizar que esse incremento depende de avanços tecnológicos que foram presumidos no referido cenário.

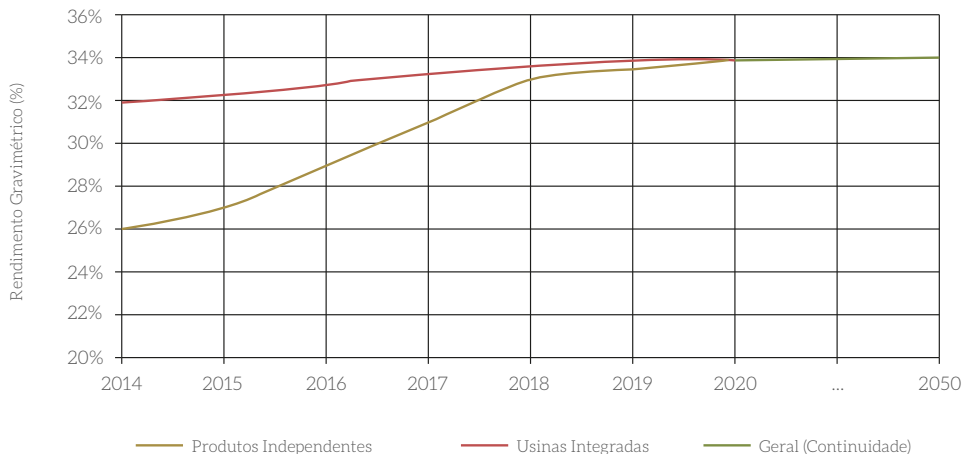


Figura 31 – Evolução do Rendimento Gravimétrico

Fonte: CGEE/MDIC (2014)

- Origem da madeira: nativa ou plantada

Alinhado ao Plano Siderurgia, assume-se que o uso misto de carvão originário em florestas nativas com o originário de plantios de eucalipto é restrito aos produtores independentes de ferro-gusa. Considerando que a dinâmica do uso de florestas nativas guarda significativa relação com a quantidade de carvão demandada em função da produção total de ferro-gusa, optou-se, em vez de assumir a taxa histórica ou tentar estabelecer um modelo regressivo de tal taxa, por considerar o estoque florestal estimado dos produtores independentes (Tabela 36). Assim, considera-se que a demanda de madeira para a produção de ferro-gusa de produtores independentes, superior ao estoque florestal, seria suprida por florestas nativas.

Tabela 36 – Projeção de Estoque de Madeira de Produtores Independentes segundo o Plano de Siderurgia

Estoque produtores independentes							
Ano	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Milhões m ³	18,7	20,5	22,4	24,3	26,2	28,1	30,0

Para a produção de ferro-gusa por usinas integradas, é considerada a autossustentabilidade das florestas plantadas em função do aumento de produção de ferro-gusa projetado para o período de 2014 a 2020.

- Produtividade dos plantios florestais

Considera-se que 40% dos plantios de eucalipto no Brasil já atingiram uma produtividade média de 40 m³/ha/ano, enquanto que 60% se encontram no patamar médio de 25 m³/ha/ano. O primeiro patamar abrange os plantios das empresas associadas, o que inclui todas as siderúrgicas integradas, e o segundo, as empresas não associadas. Logo, refere-se à maioria das empresas produtoras independentes de carvão vegetal.

Desse modo, o plano projeta para o período de 2014 a 2020, em um ciclo de colheita de sete anos, uma melhoria gradual da produtividade dessa parcela de 60% até o atingimento de uma média de 40 m³/ha/ano, considerando-se que as melhores práticas de plantios de clones de alta produtividade já têm sido aplicadas no mínimo há sete anos. Para o período pós-2020, foi assumido continuidade do patamar alcançado (Figura 32).

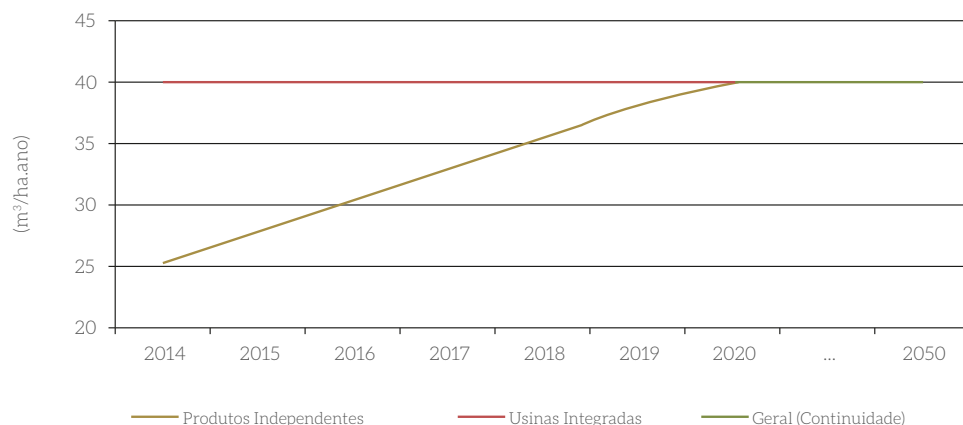


Figura 32 – Evolução da Produtividade dos Plantios Florestais

Fonte: CGEE/MDIC (2014)

3.1.3.1.2 CELULOSE

É estimado o consumo de madeira *in natura* de floresta plantada pela produção brasileira de celulose projetada por meio do fator de conversão, que representa a equivalência entre a quantidade de madeira em tora consumida para a produção do produto.

A partir de dados de produção industrial, com validação por amostragem direta junto a empresas atuantes no mercado, a Abraf identificou, para a fabricação de celulose (fibra curta ou longa), o fator de conversão de 4,00 m³ tora/ton de celulose (ABRAF, 2012). De modo conservador e em se tratando de um cenário referencial do setor, foi assumida a manutenção desse fator até 2050.

Quanto à produtividade dos plantios florestais, de modo conservador, foi assumida a manutenção do patamar de produtividade do eucalipto, atualmente atingido pelos associados da IBÁ, de 40 m³/ha/ano (IBÁ, 2014).

3.1.3.1.3 PAINÉIS DE MADEIRA E SERRADOS

Também é estimado o consumo de madeira de floresta plantada correspondente à produção brasileira projetada de painéis de madeira reconstituída (MDF, MDP, HDF e chapa de fibra) e madeira serrada de florestas plantadas por meio dos fatores de conversão. A partir de dados de produção industrial, com validação por amostragem direta junto a empresas atuantes no mercado, a Abraf identificou, para a fabricação de painéis de madeira (aglomerado, MDF e chapa dura), o fator de conversão de 2,00 m³ tora/ton produzida e, para madeira serrada, de 3,00 m³ tora/ ton produzida (ABRAF, 2012). De modo conservador, foi assumida a manutenção desse fator no horizonte projetado.

Quanto à produtividade dos plantios florestais, de modo conservador, foi assumida a manutenção do patamar de produtividade do pínus atingido pelos associados da Abraf de 40 m³/ha/ano no caso da produção de painéis de madeira reconstituída, pois quase a totalidade do volume produzido corresponde aos produtores associados (IBÁ, 2014).

Para a produção de madeira serrada de floresta plantada, é assumida a produtividade média do pínus para o Brasil de 24 m³/ha/ano (IPEF, 2014).

- Origem da madeira: nativa ou plantada

Parte da produção total de madeira serrada no Brasil é abastecida com o uso de florestas nativas, localizadas principalmente nas regiões Centro-Oeste e Norte (SAE, 2010), não havendo referências bibliográficas que estimem o percentual advindo de áreas de manejo ou nativas.

Por outro lado, dados registrados na Pesquisa de Extração Vegetal e Silvicultura (PEVS) do IBGE sugerem tendência de aumento do percentual de madeira produzida na silvicultura para o consumo para outras finalidades (que está ligado fortemente à produção de madeira serrada), sendo de 81% em 2013 (IBGE, 2014). Esse processo está relacionado, em parte, com a maior disponibilidade de material de florestas plantadas, mas principalmente ao fortalecimento da legislação e das instituições na coibição da retirada ilegal de madeira para esse mercado. Ao mesmo tempo,

há incerteza da continuidade da tendência, visto que o volume que deixaria de ter origem na ilegalidade poderia originar-se no manejo legal de florestas nativas ou de florestas plantadas. Por isso, adotou-se, de modo conservador, a continuidade do atual padrão de origem da madeira. Para tanto, as taxas de crescimento da produção são aplicadas ao volume de madeira serrada produzida por florestas plantadas ao ano-base considerado no estudo para realizar as projeções.

3.1.3.1.4 LENHA

O consumo de lenha proveniente de floresta plantada corresponde à demanda brasileira de lenha para consumo final energético pelos setores residencial e de serviços, industrial e agropecuário. A demanda de lenha para fins energéticos foi informada pelos setores energético, industrial, edificações e agropecuário (Figura 33).

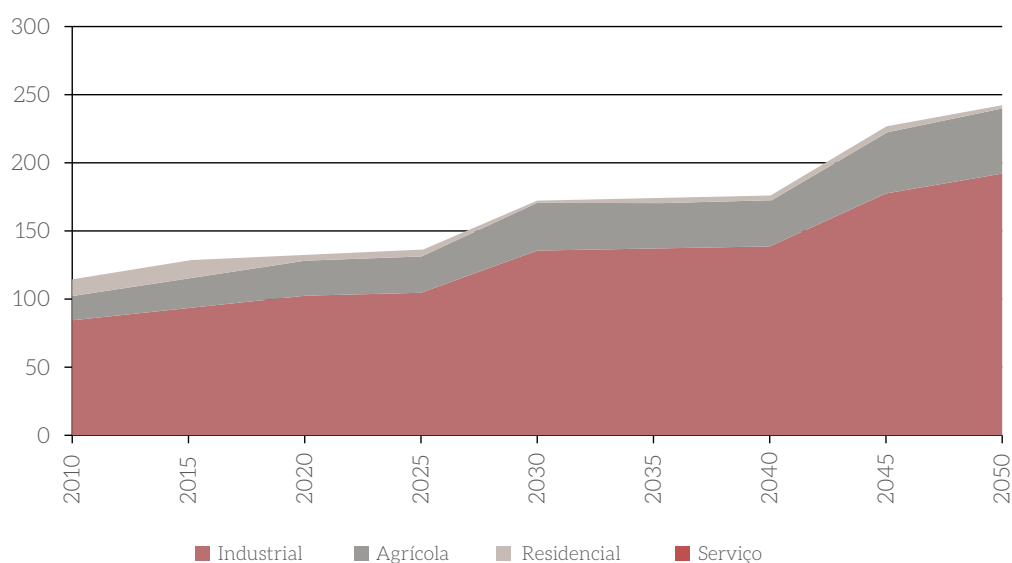


Figura 33 – Projeção da Demanda de Lenha para Consumo Final Energético

No consumo total de lenha no Brasil, há uso misto do material de origem, sendo parte proveniente de extração vegetal (de florestas nativas) e parte de florestas plantadas. A principal fonte de informação sobre o consumo total de lenha é o Balanço Energético Nacional (BEN) (EPE/MME), que apresenta uma série histórica da contabilidade relativa à oferta e ao consumo de energia no país. Embora exista consenso sobre a significância e confiabilidade dessa fonte de informação, não é indicada a origem do material.

O único dado sobre a origem da madeira produzida para, ou consumida como, lenha no Brasil, em abrangência nacional, provém da pesquisa anual da Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura (PEVS). As informações contidas na PEVS referem-se à quantidade e ao valor da produção decorrentes dos processos de exploração dos recursos vegetais naturais (denominados de extrativismo vegetal), bem como da exploração das florestas plantadas (silvicultura).

O volume de madeira produzido para lenha com origem em florestas plantadas apresentado pela PEVS está alinhado (Tabela 37) com a principal provedora de informações confiáveis relativas ao setor de florestal, qual seja, Indústria Brasileira de Árvores (IBÁ), que apresenta séries históricas consolidadas da produção volumétrica de madeira *in natura* de floresta plantada desagregada por segmento/produto.

Tabela 37 – Volume de Madeira Produzido para Lenha com Origem em Florestas Plantadas (m³)

Ano	IBÁ	IBGE-PEVS
2002	46.400.000	46.410.020
2003	33.800.000	33.826.588
2004	34.000.000	34.004.544
2005	35.500.000	35.542.255
2006	36.100.000	36.110.455
2007	39.100.000	39.089.275
2008	42.000.000	42.037.848
2009	41.400.000	41.410.850
2010	48.100.000	48.103.232
2011	51.700.000	51.741.429
2012	52.200.000	56.761.788

Por outro lado, mesmo que o IBGE-PEVS apresente o volume anual de madeira produzido no Brasil com origem em extração vegetal, há grande incerteza associada, visto que a pesquisa utiliza dados autodeclaratórios. Como forma de identificar tal incerteza, analisam-se conjuntamente os dados ponderando a confiabilidade de sua fonte. Assim, assumindo o menor grau de incerteza para o consumo total energético de lenha estimado pelo BEN e o volume de madeira destinado para lenha produzido por florestas plantadas apresentado pela IBÁ, verifica-se o distanciamento entre as estimativas de proporção produzida de extração vegetal.

Nesse contexto, primeiramente, foi estimado o volume (m³) de madeira total consumido como lenha compatível com o consumo final energético de lenha apresentado pelo BEN. Foi utilizado o coeficiente de equivalência de 10,75, ou seja, para cada tep consumida, 10,75 m³ de madeira foram demandadas. O resultado representa o volume total estimado de madeira produzida para consumo final energético como lenha no Brasil (Figura 34). Desse total, foi subtraído o volume produzido em florestas plantadas, apresentado pela IBÁ, resultando no volume aproximado de madeira originado de extração vegetal e obtida a proporção. Esse foi confrontado com a razão percentual entre o volume de extração vegetal estimado pela PEVS e o total apresentado pela pesquisa.

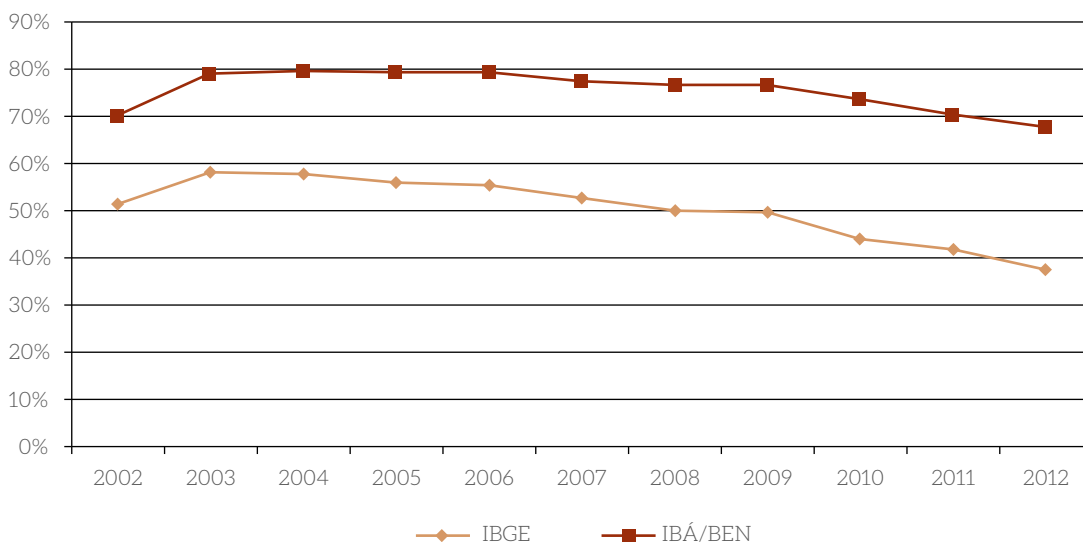


Figura 34 - Proporção de Madeira Consumida Como Lenha com Origem em Extração Vegetal

Os dados do IBGE-PEVS indicam, em 2012, que 38% da madeira consumida como lenha tiveram origem em extração vegetal, enquanto, segundo a estimativa conjugando os dados da IBÁ e do BEN, naquele ano, a proporção foi de 68% (Figura 35). Assim, constata-se que existe um intervalo de incerteza da proporção de madeira consumida como lenha com origem em extração vegetal, limitado inferiormente pelos dados do IBGE-PEVS e superiormente pela IBÁ/BEN, já que esse último tem o consumo total que mais se aproxima da realidade como denominador.

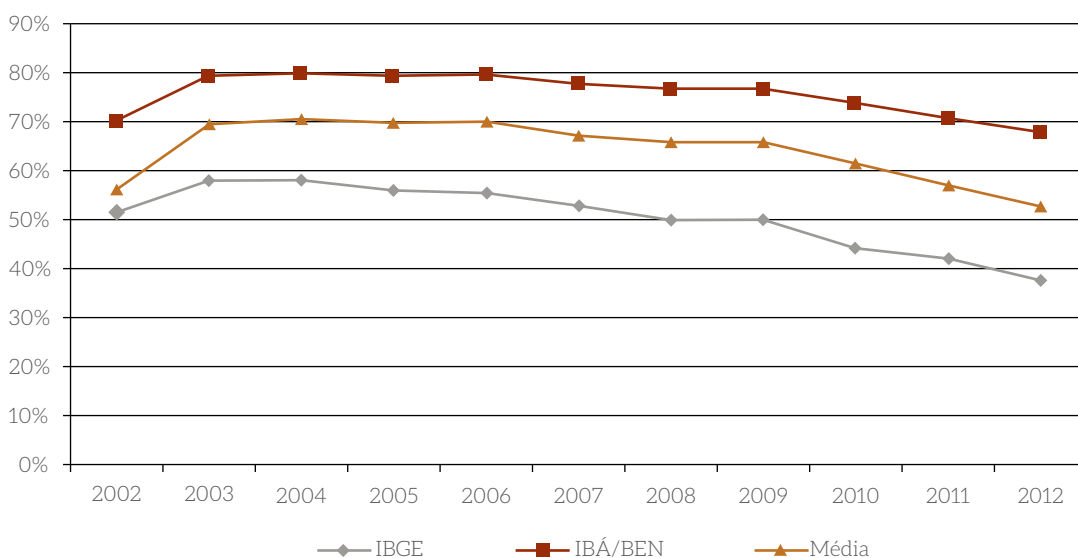


Figura 35 - Proporção de Madeira Consumida Como Lenha com Origem em Extração Vegetal

Assim, optou-se pela continuidade da proporção de 53% e 47% da lenha consumida energeticamente sendo proveniente, respectivamente, de florestas nativas e florestas plantadas.

3.1.3.2 PROJEÇÕES

Os resultados indicam que o volume consumido no Brasil de madeira *in natura* proveniente de plantios florestais, considerando os produtos modelados, evoluirá de 192,2 milhões de m³, em 2012, para 350,8 milhões em 2050 (Figura 36). Isso representa crescimento médio anual de 1,55% para suprir o nível de consumo demandado pelos segmentos demandantes anteriormente citados.

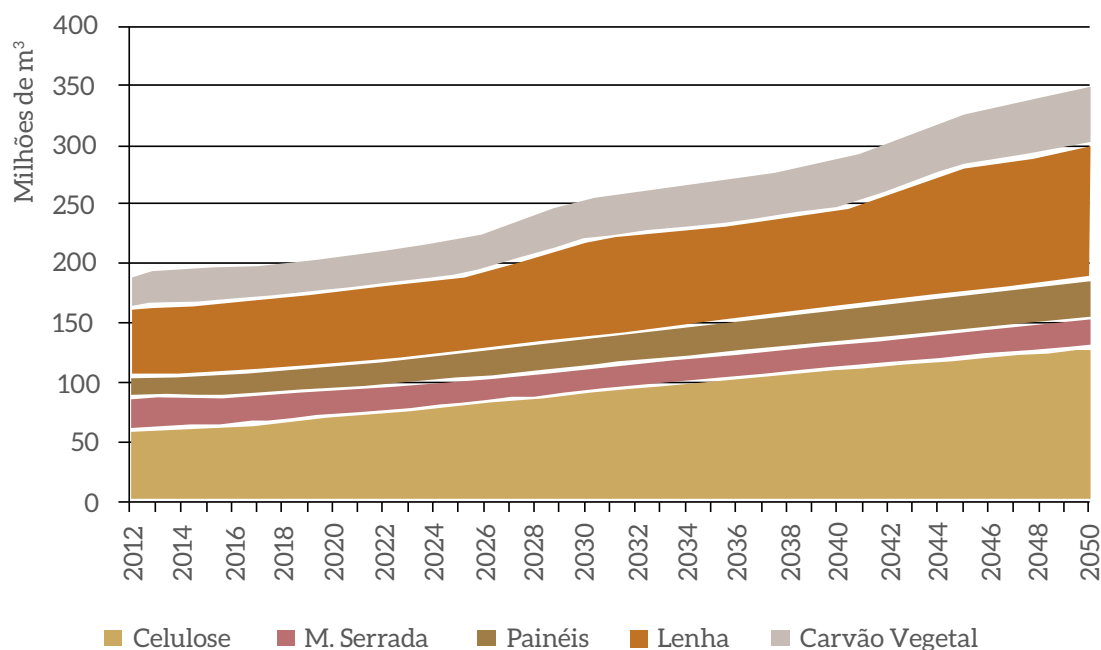


Figura 36 – Projeção de Consumo de Madeira de Plantios Florestais por Finalidade - 2012-2050

Para suprir essa demanda, será necessário um ritmo médio anual de plantio de 138 mil hectares/ano, no período de 2015 a 2025, e de 159 mil hectares/ano, no período de 2026-2050 (Tabela 38). Estima-se que a área colhida anualmente de floresta plantada, compatível com o nível de produção no Brasil em 2050 dos produtos modelados, será de aproximadamente 1,5 milhão de hectares ao ano.

A dinâmica dos plantios florestais ocorrerá a uma taxa de expansão média de 1,7% ao ano no período de 2012 a 2050. Estima-se que a área total ocupada com árvores de eucalipto e pinus no Brasil, segundo tais projeções, totalizará 12,3 milhões de hectares em 2050, o que representa expansão de 76% no intervalo de 38 anos (Tabela 38 e Figura 37).

Tabela 38 – Projeção das Áreas de Plantios Florestais Projetada (Hectares)

	2015	2025	2035	2050
Área Colhida (no ano)	852.986	918.306	1.140.134	1.486.421
Área Plantada (no ano)	883.165	1.109.680	1.282.091	1.643.621
Área Expandida (no ano)	74.222	191.374	141.957	157.200
Área Total	6.996.812	8.381.691	9.622.496	12.356.792

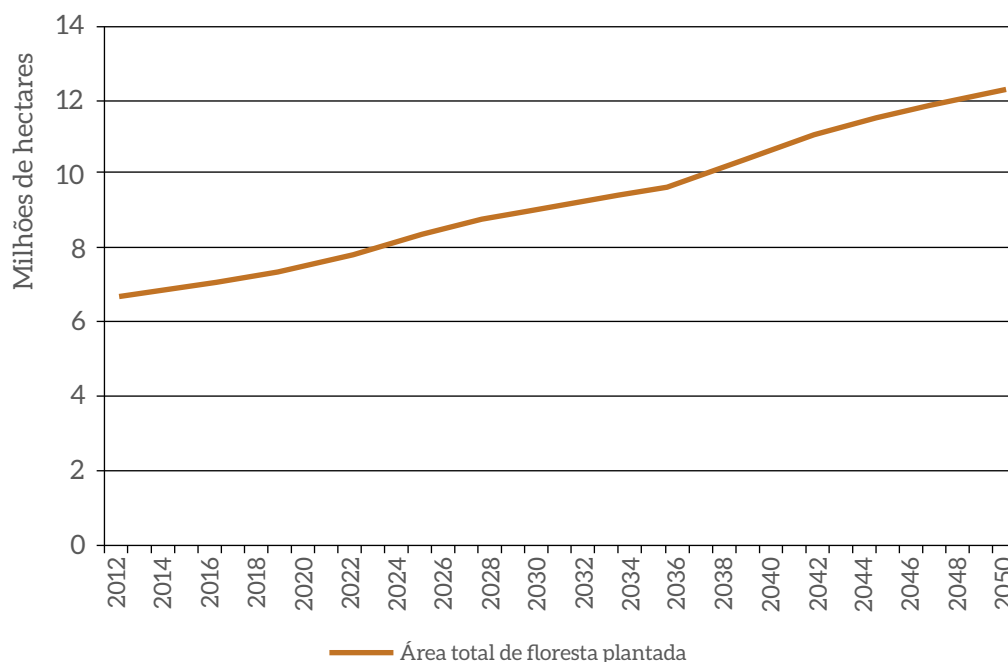


Figura 37 – Área Total de Floresta Plantada no Período de 2012 a 2050

Por fim, deve-se destacar que a área de florestas projetada será utilizada pelo modelo Otimizagro para alocação das áreas de silvicultura.

3.1.4 MUDANÇAS DE USO DA TERRA

3.1.4.1 PRESSUPOSTOS

Para projeção de desmatamento, foi utilizada a média encontrada pela TCN no período 2002 a 2010 (AGUIAR et al., 2015) (Tabela 39). Para isso, utilizou-se a definição de desmatamento estabelecida pelo MCTIC/Funcate, que considera desmatamento as transições de: floresta não manejada, floresta manejada, floresta com extração seletiva de madeira, campo não manejado e campo manejado para reflorestamento, floresta secundária, campo secundário, pastagem plantada, área agrícola, área urbana, reservatórios e outros usos.

Dado que o cenário REF pressupõe o cumprimento das metas, acordos e leis vigentes, foram aplicadas sobre as projeções de desmatamento da Amazônia e do Cerrado as metas de redução do Plano Nacional de Mudanças Climáticas (PNMC) de 80% e 40%, respectivamente. Por sua vez, para a Mata Atlântica, utilizou-se o desmatamento zero como estipulado pela Lei da Mata Atlântica para conversões que não sejam de utilidade pública. Portanto, o cenário considera o atendimento à meta do PNMC e o cumprimento da Lei da Mata Atlântica.

Em termos da recuperação do passivo ambiental, foi considerada a meta do Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa de 2014, que projeta a recuperação de 12,5 Mha em um horizonte de tempo de 20 anos. Para o período de 2035 a 2050, considerou-se a recuperação de mais 6,5 Mha, completando 19 Mha, que correspondem ao total do passivo ambiental de reserva legal e área de preservação permanente, descontadas as áreas que tenderiam a ser compensadas via mercado de Cotas de Reservas Ambientais (RAJÃO et al., 2015).

No entanto, verificando-se essa possibilidade em um teste prévio, constatou-se que o modelo alcançou 16,4 milhões de hectares regenerados até o ano de 2050 devido à limitação de áreas de pastagens passíveis de recomposição. Essa limitação se deu em decorrência de todo o contexto espacial de mudanças de uso do solo projetado para esse cenário e dos parâmetros de probabilidade de transição do módulo que realiza a regeneração. Logo, a partir da restrição observada, considerou-se a meta de 16,5 milhões de hectares para recomposição da vegetação nativa no cenário REF.

Deve-se enfatizar que as diretrizes do IPCC para inventários nacionais preveem a contabilização, para fins de inventário, das emissões e remoções antrópicas de GEE. Assim, a partir da criação e manutenção de unidades de proteção de vegetação nativa, essas áreas passam a ser consideradas “florestas manejadas”, e o sequestro de carbono que ocorre nessas áreas é considerado remoção antrópica. Dessa forma, a TCN considera em sua metodologia a remoção de carbono em unidades de conservação (UC) e terras indígenas (TI) para a contabilização das emissões líquidas. Para o cálculo das remoções, a TCN utilizou valores distintos para cada bioma, obtidos por meio de revisão bibliográfica. Os resultados encontrados mostram a remoção total de 2,14 milhões de Gg de CO₂, no período de 2002 a 2010, o que corresponde a 238 mil GgCO₂ sequestradas anualmente, dos quais 211 mil GgCO₂ foram sequestrados anualmente na Amazônia, visto que 82% da área das UC e TI consideradas nesse período pertencem a esse bioma.

Embora façam parte da contabilização de remoções constante da Contribuição Nacional Determinada do Brasil ao Acordo de Paris, optou-se por desconsiderar neste estudo, inicialmente, as remoções de GEE provenientes de UC e TI. Três motivos podem ser citados para essa decisão. Em primeiro lugar, existem incertezas sobre a capacidade da Amazônia de manter seu papel de sumidouro de carbono em um contexto de mudanças climáticas. Os inventários contidos nas comunicações nacionais se referem à remoção que ocorreu no passado em condições climáticas conhecidas. Porém, com o advento das mudanças climáticas até 2050 e a maior incidência de secas, existe a possibilidade de que as florestas passem a ser emissoras líquidas de GEE (GATTI et al., 2014; DAVIDSON et al., 2012). Apesar de o presente estudo não considerar os efeitos das mudanças no clima nas projeções, esse é um aspecto importante a ser mencionado, tendo em vista que tais efeitos não são facilmente manejáveis para as florestas nativas. Em segundo lugar,

mesmo sem um efeito substancial causado pelas mudanças climáticas, existe a possibilidade de que a floresta atinja o clímax e se torne carbono-neutra, como já verificado em algumas florestas temperadas (CANADELL et al, 2007). Nesse sentido, Brienen et al.(2015) verificaram, em um estudo longitudinal, que, apesar de a Amazônia ter realizado remoções líquidas entre 1983 e 2011, a diferença entre as emissões e as remoções tem diminuído com o passar das décadas. Portanto, e em terceiro lugar, a avaliação da remoção futura das UC e TI se torna extremamente complexa, assim como permeada de incertezas.

3.1.4.2 PROJEÇÕES

De acordo com os pressupostos definidos acima, as tabelas a seguir mostram as projeções de desmatamento anuais para cada bioma (Tabela 39) e a quantidade de recomposição de vegetação nativa consideradas no cenário REF (Tabela 40).

Tabela 39 – Área de Desmatamento Médio Anual (Km²) por Bioma e Metas de Redução do Desmatamento e Área de Desmatamento, por Bioma, Consideradas no cenário REF

Bioma	Área média desmatada (Km ²) *	Metas de Redução	Projeção de área média desmatada (Km ²)**
Amazônia	17.977	80%	3.595
Cerrado	15.424	40%	9.254
Caatinga	4.318	–	4.318
Pampas	2.022	–	2.022
Pantanal	898	–	898
Mata Atlântica	6.838	100%	–

* Área média desmatada por bioma, no período entre 2002 e 2010, segundo a TCN.

** Área média desmatada por bioma, no período entre 2012 a 2050, considerada no cenário REF.

Tabela 40 – Recomposição da Vegetação Nativa (milhões de ha) no Cenário REF no Período de 2012 a 2050

Recomposição da vegetação Nativa	Milhões de hectares
Meta Planaveg	12,5
Adicional de área a ser recuperado entre 2012 e 2050	4,5
Recuperação total passivo ambiental	16,4

Assim, a demanda de expansão agrícola e da silvicultura projetadas nas seções 3.1.1.2.1 e 3.1.3.2 e as projeções de desmatamento e recomposição da vegetação nativa consideradas no cenário REF ditaram a quantidade de mudanças a serem realizadas pelo modelo Otimizagro. A dinâmica espacial das mudanças é determinada pelos modelos de desmatamento e alocação dos cultivos agrícolas e florestas plantadas descritos. Diante disso, apresentam-se como resultados a progressão de área das categorias (Tabela 41 e Figuras 38, 39 e 40) e transições mostradas nas matrizes das Tabelas 42 e 43).

Tabela 41 – Abrangência das Categorias de Uso da Terra nos Anos de 2012, 2035 e 2050 no Cenário REF

Categorias	Área (ha)		
	2012	2035	2050
Floresta	407.426.025	389.301.900	377.348.525
Savana	125.078.250	97.002.850	80.497.800
Recomposição da vegetação nativa	–	8.755.025	16.420.125
Agricultura	54.505.750	71.606.475	76.682.825
Pastagem	226.955.500	244.419.925	257.403.425
Floresta plantada	6.743.100	9.622.450	12.356.800

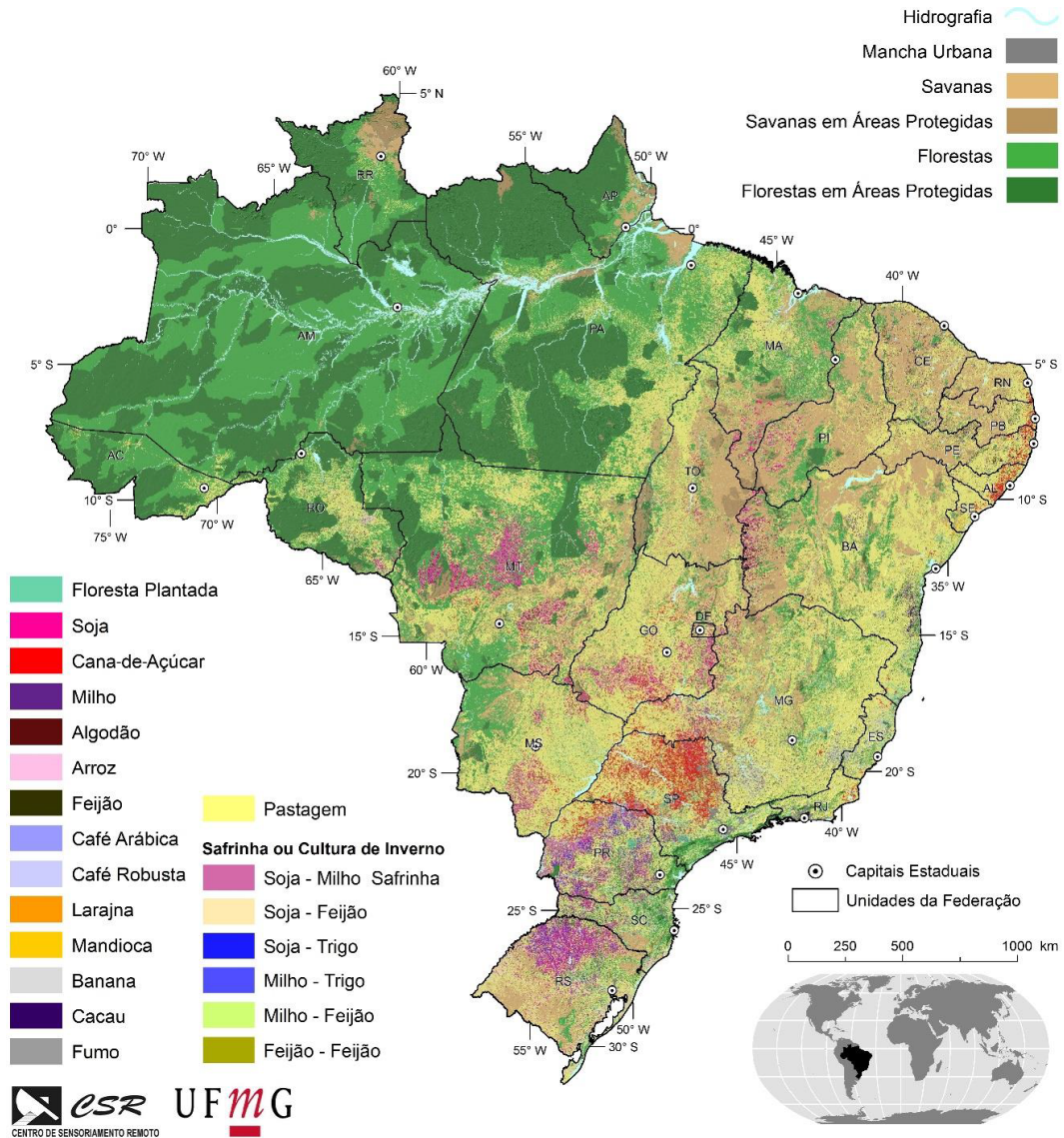


Figura 38 – Mapa de Uso da Terra do Brasil em 2012 (Cenário REF)

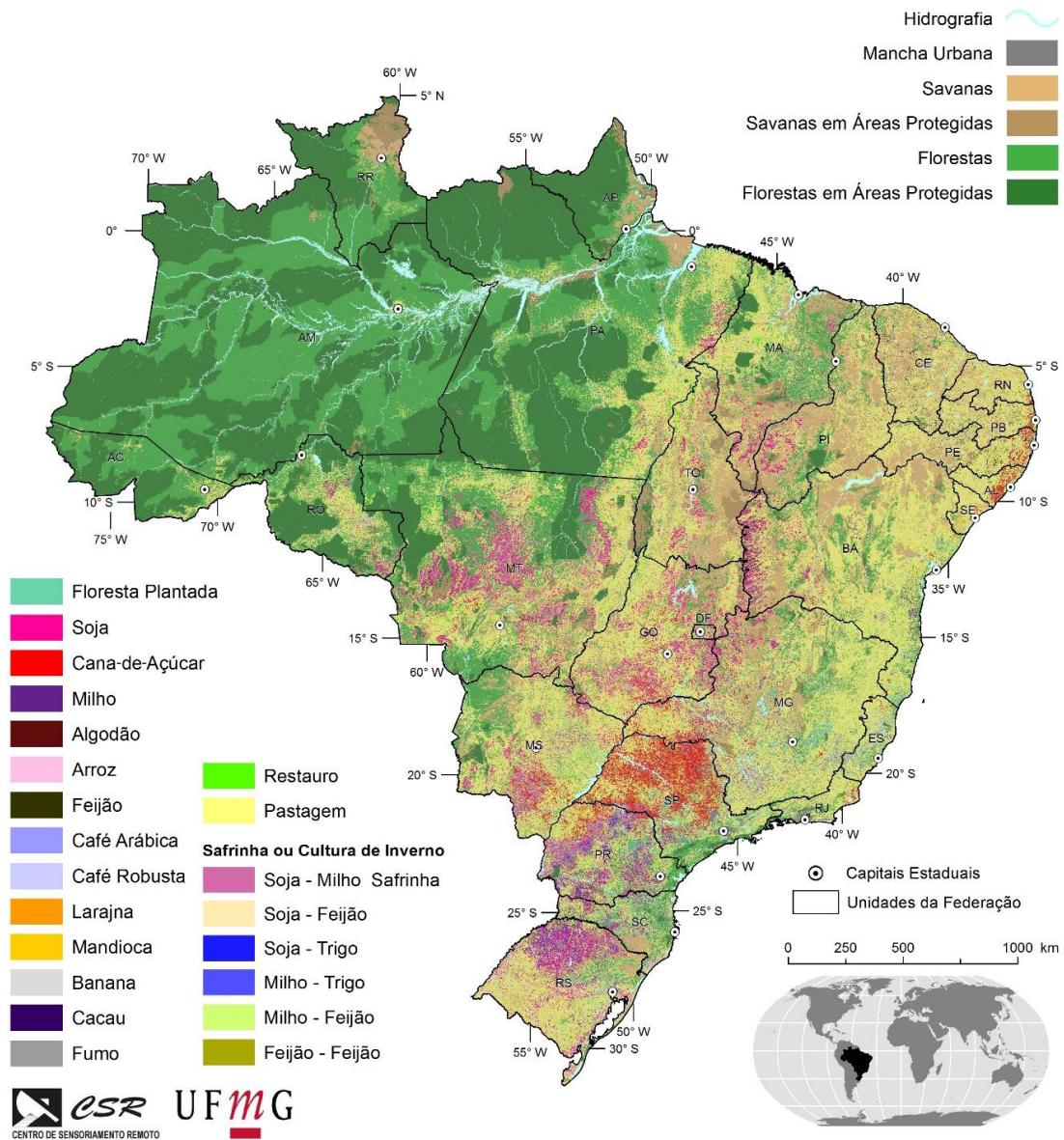


Figura 39 – Mapa de Uso da Terra do Brasil em 2035 (Cenário REF)

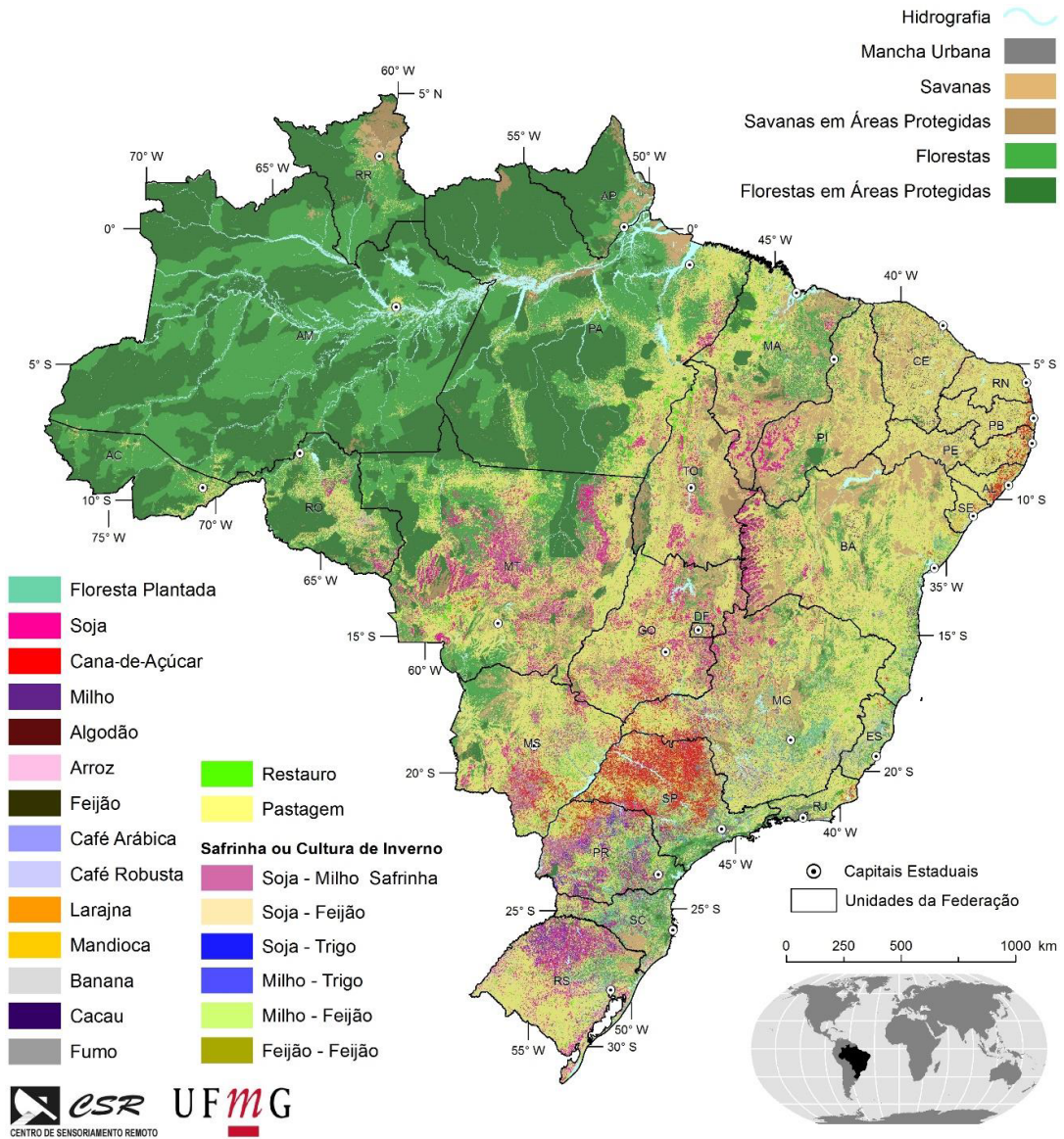


Figura 40 – Mapa de Uso da Terra do Brasil em 2050 (Cenário REF)

Tabela 42 – Matriz de Transição de Uso da Terra de 2012 a 2035 no Cenário REF

	Categorias de uso da terra	2012						Uso da terra 2035
		Pastagem	Savana	Floresta	Recomposição da vegetação nativa	Área agrícola	Floresta plantada	
2035	Pastagem	198.105.200	26.658.525	16.569.425		3.086.775		244.419.925
	Savana		97.002.850					97.002.850
	Floresta			389.301.900				389.301.900
	Recomposição da vegetação nativa	7.619.600	426.650	649.425		593.50		8.755.025
	Área agrícola	18.457.550	966.725	876050		51.306.150		71.606.475
	Floresta plantada	2.773.150	23.500	29225		53.475	6.743.100	9.622.450
	Uso do solo em 2012	226.955.500	125.078.250	407.426.025	–	54.505.750	6.743.100	

Tabela 43 – Matriz de Transição de Uso da Terra de 2035 a 2050 no Cenário REF

	Categorias de uso da terra	2035						Uso da terra 2050
		Pastagem	Savana	Floresta	Recomposição da vegetação nativa	Área agrícola	Floresta plantada	
2050	Pastagem	229.909.675	15.877.125	11.152.050		464.575		257.403.425
	Savana		80.497.800					80.497.800
	Floresta			377.347.650				377.347.650
	Recomposição da vegetação nativa	6.748.050	329.275	576.500	8.755.025	11.275		16.420.125
	Área agrícola	5.109.975	263.300	190.375		71.119.175		76.682.825
	Floresta plantada	2.652.225	35.350	35.325		11.450	9.622.450	12.356.800
	Uso do solo em 2035	244.419.925	97.002.850	389.301.900	8.755.025	71.606.475	9.622.450	

Avaliando-se as transições de uso do solo, inicialmente, constata-se que, de 2012 para 2035, 26,4 milhões de hectares de savana (21% da área de savana em 2012) e 16,4 milhões de hectares florestas (4% da área de floresta em 2012) seriam desmatados, convertendo-se em pastagem. Por sua vez, de 2035 para 2050, 16,1 milhões de hectares de savana (17% da área de savana em 2035) e 11,2 milhões de florestas (3% da área de floresta em 2035) seriam desmatados.

Por outro lado, as pastagens disponibilizariam área para a expansão agrícola (18,5 milhões de hectares, de 2012 até 2035, e 5,2 milhões de hectares, de 2035 a 2050), assim como para florestas plantadas (2,7 milhões de hectares, de 2012 até 2035, e 2,6 milhões de hectares, de 2035 a 2050) e para recomposição da vegetação nativa (7,6 milhões de hectares, de 2012 até 2035, e 6,7 milhões de hectares, de 2035 a 2050).

A dinâmica espacial das transições pode ser observada nos mapas de uso do solo apresentados. Ao longo do período, a perda das savanas ocorreria, principalmente, no oeste do Mato Grosso e na região do Matopiba (área de Cerrado dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia), e o desmatamento das florestas acontece, em sua maioria, nas áreas de florestas mais fragmentadas do norte do Mato Grosso e no estado do Pará (com destaque para a região nordeste desse estado).

No tocante à expansão dos cultivos, é possível perceber a expansão da soja nos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul e na região do Matopiba e o avanço de milho e soja – com safrinha de milho – nos estados da região Sul e da cana-de-açúcar em São Paulo. As novas áreas de silvicultura podem ser vistas, principalmente, em Minas Gerais, Paraná e Santa Catarina.

3.1.5 DEMANDA DE ENERGIA NO SETOR AGROPECUÁRIO

A projeção da demanda de energia do setor agropecuário e suas respectivas emissões de GEE são reportadas pelo setor de Afolu, porém são contabilizadas pelo sistema energético no âmbito da modelagem integrada dos cenários do projeto. Optou-se por apresentar essas informações no setor de Afolu em virtude de as projeções terem sido desenvolvidas pela mesma equipe técnica e fazerem parte da demanda energética requerida para a produção do setor agropecuário.

3.1.5.1 PRESSUPOSTOS E PROJEÇÕES POR USO FINAL DE ENERGIA

A Tabela 17 mostra as taxas de crescimento utilizadas para o setor agropecuário como ponto de partida para as análises de demanda energética, segundo diferentes categorias de uso final e fontes de energia.

3.1.5.1.1 DEMANDA DE DIESEL

3.1.5.1.1.1 O DIESEL NAS LAVOURAS E A MECANIZAÇÃO DA AGROPECUÁRIA

A mecanização da lavoura é responsável pela maior parte do consumo de diesel no setor agropecuário (EPE, 2014a). De acordo com EPE (2013), esse consumo foi de cerca de 5.770 ktep ou 57% do consumo do setor em 2010. Além da expansão da área plantada total no Brasil nos próximos 35 anos, considera-se que a reforma de pastagens aumentará consideravelmente no período, elevando, assim, a demanda de diesel. De acordo com as projeções da pecuária, estima-se que as áreas de pastagem a serem reformadas, no cenário REF, chegarão a 66,3 milhões de hectares em 2050. Assume-se aqui que toda a demanda de diesel pode ser representada pela mecanização das lavouras, incluindo forrageiras (tratadas nesta seção), e pela reforma de pastagens. Nesse cenário, não foram abordadas as diferenças no consumo de energia consequente de diferentes tipos de manejo agrícola como o plantio direto, utilizando-se os dados de hora-máquina relatados em AgraFNP Consultoria & Comércio (2013) diretamente.

Para estimar o consumo de diesel, dados de horas-máquina (HM) por cultivo e por tipo de máquina (tratores de vários tipos) foram usados com base no relatório da AgraFNP Consultoria & Comércio (2013), com exceção do cultivo de cana-de-açúcar, em que as horas-máquina foram estimadas com base em levantamento feito para a Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo por Macedo et al. (2004). Para a estimativa de consumo de diesel no cultivo de forrageiras (cana, milho e soja), foram usados os mesmos valores de horas-máquina que para as lavouras dos respectivos cultivos não forrageiros.

As horas-máquina obtidas foram, então, multiplicadas pelo consumo médio das máquinas obtido de fabricantes, aumentado em 30% para simular a diferença entre o consumo especificado pelo fabricante e o consumo real no campo.³³ Fontes de dados de consumo de diesel incluem Inifap (n.d.) e TractorData.com (n.d.). A Tabela 44 mostra o consumo dos tratores usados como referência para cada classe de potência.

Tabela 44 – Consumo de Diesel por Tratores Usados Como Referência para Classes de Potência

	Potência (cv)	Consumo (Litros/hora)
John Deere 6403	106	25,4
John Deere 7425	138	36,1
John Deere 7525	155	39,8
John Deere 5065	65	15,6
John Deere 6603	120	28,9
John Deere 5725	89	24,7
John Deere 3140	97	30,0

Multiplicando as HM/ha pelo consumo de cada máquina, chega-se a um consumo por hectare para cada cultivo. Esse consumo específico por cultivo foi multiplicado pela área projetada dos cultivos, resultando num consumo de diesel por máquinas agrícolas nas lavouras que cresce de 198.357 TJ, no ano-base de 2010, para 286.142 TJ, em 2050.

3.1.5.1.1.2 O DIESEL NA PECUÁRIA LEITEIRA E NA PECUÁRIA INTENSIVA

Para estimar a demanda de diesel da pecuária leiteira, o consumo de diesel no manejo sanitário e na administração de uma fazenda de leite foi considerado com base em Ramos et al. (2014), que estipularam em 13.586 MJ/ano e 82.238 MJ/ano para manejo sanitário e administração, respectivamente, numa fazenda com 200 vacas lactantes. Isso implica um consumo por vaca de 110 MJ/vaca/ano.

³³ O consumo de 30% acima do consumo de placa de máquinas agrícolas serve para compensar pelo trabalho adicional de uma máquina num campo real com declividades variadas, além de movimentações fora da operação útil e manutenção.

A pecuária leiteira apresenta demanda por diesel, principalmente, em três processos: na silagem de grãos para alimentação dos animais, no manejo sanitário e na administração (RAMOS et al., 2014). Os autores realizaram análise de ciclo de vida na produção de leite em uma fazenda com 200 vacas em lactação, 135 novilhas, 92 bezerras e 3 touros. O levantamento do consumo de energia foi dividido em energia direta e indireta. Para o presente estudo, foram utilizadas apenas as parcelas de energia direta na forma de eletricidade e óleo diesel. A Tabela 45 mostra o consumo direto de óleo diesel típico em uma fazenda leiteira. O consumo na fase de silagem foi incorporado na parte de cultivo de forrageiras para a pecuária em geral e foi, portanto, incluído na estimativa para todos os cultivos e omitida do consumo da pecuária de leite.

Tabela 45 – Consumo Anual de Energia numa Fazenda Leiteira em Minas Gerais

Processo	Diesel (TJ/ano)
Silagem	0
Alimentação	0,422086
Manejo sanitário	0,013586
Ordenha	0,013585
Administração	0,082238
Total	0,531495

Fonte: Elaboração própria com base em RAMOS et al., 2014

Dividindo-se esse consumo anual de diesel pelas 350 cabeças de gado leiteiro, chega-se a um consumo de diesel totalizando em média 1.307 MJ/vaca.ano. Multiplicando-se esse valor pelo número de cabeças de gado leiteiro calculado pelas projeções da pecuária, chega-se a um valor para o ano-base do estudo, qual seja, 2010, de 24.988 TJ e 29.772 TJ em 2050.

A intensificação da pecuária também deverá gerar aumento na demanda de diesel principalmente para o cultivo de forrageiras para alimentação dos animais. Porém, essa quantia está incluída nos cultivos em geral, sobrando apenas a demanda para processos de logística para ser contabilizada sob o cabeçalho de pecuária intensiva. Por falta de dados sobre a demanda de energia pela pecuária intensiva e pelo confinamento de gado, decidiu-se utilizar a pecuária leiteira como uma *proxy*, com algumas ressalvas. Apesar de ser uma aproximação, essa *proxy* é válida, pois o confinamento do gado apresenta características similares à pecuária leiteira, com exceção dos requerimentos para ordenha e refrigeração do leite. Assim, a demanda de diesel da pecuária leiteira foi alterada para estimar a demanda da pecuária intensiva com a mesma metodologia usada para estimar a demanda elétrica da pecuária intensiva a partir da pecuária leiteira, conforme será descrito na seção 3.1.5.1.2.3. Basicamente, excluem-se os processos de refrigeração e ordenha e presume-se uma demanda de diesel 50% menor, refletindo menor necessidade de manejo sanitário da pecuária de corte confinada comparada com a leiteira.³⁴

34 A pecuária leiteira requer grande rigor sanitário para evitar a contaminação do leite.

3.1.5.1.1.3 O DIESEL NA RECUPERAÇÃO E ADUBAÇÃO DE PASTAGENS

Há crescente preocupação com a recuperação de pastagens degradadas no Brasil, visando tanto ao aumento da produtividade das pastagens (FNP CONSULTORIA & COMÉRCIO, 2013) quanto à redução das emissões de GEE, conforme indicado pelas metas do Plano ABC de recuperação de 15 milhões de hectares de pastagens degradadas até 2020 (MAPA, 2012b). As projeções da pecuária para área de recuperação de pastagens degradadas atingem 66,3 milhões de hectares em 2050. A recuperação de pastagens inclui desde a adubação direta e o replantio de forrageiras mais eficientes até a introdução de sistemas conservacionistas como o plantio direto ou sistemas integrados, como é o caso da lavoura-pecuária-floresta (ASSAD et al., 2013; DIAS-FILHO, 2011). Utilizando-se métodos convencionais para recuperação de pastagens degradadas, estima-se que são necessárias 7,4 HM/ha, consumindo em média 10 L/h. Para sistemas conservacionistas, são necessárias 1,4 HM/ha para a implantação de sistemas integrados e 0,4 HM/ha para a adubação de pastagens.³⁵ Para projetar a demanda de diesel, multiplicam-se as projeções das áreas de pastagens recuperadas pelos diferentes métodos pelo número de HM e pelo consumo de diesel pelos tratores.

A adoção de sistemas integrados e/ou de plantio direto já é uma opção economicamente vantajosa (ABEAS, 2005; FARIA, 2013), o que explica o fato de 80% das culturas passíveis já serem cultivados com plantio direto.³⁶ As projeções para recuperação e adubação de pastagens são resumidas na Tabela 46. A cada ano, as pastagens podem ser recuperadas por meio de vários métodos e devem ser subsequentemente adubadas anualmente. Foi presumido que 30% dos sistemas integrados adotam o plantio direto, mas a lavoura adotada não foi especificada. Por isso, a análise dos impactos do plantio direto na demanda de diesel será feita qualitativamente na seção seguinte. As projeções para a demanda de diesel na recuperação de pastagens aqui reportadas, portanto, não incluem potenciais reduções ou aumentos pela adoção de plantio direto.

Tabela 46 – Projeção da Área de Recuperação de Pastagens Total e através dos Diferentes Sistemas Convencional e Conservacionistas

mil hectares	2012	2020	2030	2040	2050
Área total de pastagens	226.956	233.018	240.619	249.301	257.403
Área de pasto a ser recuperada	1.700	15.300	40.800	49.300	66.300
Área total de sistemas integrados	2.000	5.200	6.107	6.313	6.588
Recuperação simples	1.100	13.740	38.968	47.406	64.324
Rec. Pastagem – sistema integrado	600	1.560	1.832	1.894	1.976
Plantio direto puro	27.791	30.989	36.009	37.227	38.845
Sist. integrado – plantio direto	1.400	3.640	4.275	4.419	4.611
Pasto adubado	2.331	2.400	4.360	4.515	4.841

Fonte: SOARES-FILHO et al., 2015

³⁵ Dados de horas-máquina para recuperação de pastagens provenientes de comunicação pessoal com o consultor agrícola Fabiano Alvim Barbosa, baseando-se em experiência pessoal com reformas de pastagens e dados de horas-máquina do Anualpec 2014.

³⁶ Stoécio Maia, em comunicação pessoal em 7 de julho de 2015.

Multiplicando-se os valores da Tabela 46 pelos respectivos valores de horas-máquina e consumo horário de diesel relatados anteriormente, chega-se a uma projeção da demanda de diesel de 17.088 TJ em 2050.

3.1.5.1.1.4 SISTEMAS CONSERVACIONISTAS E O CONSUMO DE DIESEL

O potencial de redução de consumo de energia em sistemas conservacionistas é significativo. Sá et al. (2013) conduziram experimentos de longo prazo com sistemas especializados e mistos na Embrapa Cerrados e concluíram que, na monocultura de grãos como a soja, o plantio direto pode resultar na redução da demanda de combustível (diesel) na fase agrícola de até 71% em relação ao cultivo convencional, de 61 GJ/ha para 17 GJ/ha. Essa redução de 44 GJ/ha equivale a mais de 1200 L/ha, um valor 25 vezes superior aos 48,5 L/ha de consumo de diesel no cultivo da soja, conforme estimado para este estudo (subseção 3.1.5.1.1.1). Um resultado mais plausível foi obtido por um estudo no cultivo de milho sob plantio direto em Cuba que encontrou reduções de 52% na demanda por diesel em relação ao cultivo convencional, de 4,5 GJ/ha para 2,2 GJ/ha (RONDÓN; LEÓN; ALFONSO, 2005). Essa redução de 2,3 GJ/ha equivale a 65 L/ha, uma redução de 80% em relação aos 81 L/ha estimados para este estudo.

É importante ressaltar que o consumo de diesel pode aumentar ou diminuir com a adoção de sistemas integrados lavoura-pecuária-floresta, dependendo da configuração inicial e de qual configuração é adotada (ILP, ILF, ou ILPF, com ou sem plantio direto etc.). Por exemplo, Sá et al. (2013) relatam aumento gradativo no consumo de diesel conforme se progride de pasto monocultivado para pasto consorciado com soja, para uma ILP com plantio direto e, finalmente, para uma ILP com plantio convencional. Assim, dependendo dos métodos inicial e final na evolução, o consumo de diesel pode aumentar ou diminuir. Em particular, a evolução de pasto monocultivado para pasto consorciado com soja aumenta o consumo de diesel, sendo que o ganho de eficiência provém da redução no consumo de fertilizantes e corretivos (SÁ et al., 2013). Portanto, uma análise agregada que não leva em conta os detalhes da adoção de sistemas integrados está sujeita a alto grau de incerteza. Mesmo assim, em termos de mitigação de emissões de GEE, o balanço é favorável à adoção de sistemas integrados, visto que levam a uma redução nas emissões da atividade agropastoril como um todo, incluindo o ciclo de vida dos insumos e as emissões de carbono do solo (KLUTHCOUSKI et al., 2003; SÁ et al., 2013).

3.1.5.1.2 DEMANDA ELÉTRICA

De acordo com a EPE (2014), o aumento da demanda elétrica no setor agropecuário, nas últimas décadas, tem sido impulsionado pelo aumento do uso da irrigação na agricultura e da refrigeração (principalmente do leite) na pecuária. Porém, a demanda por eletricidade também advém das atividades de secagem de grãos (ventiladores/exaustores) e da avicultura (iluminação e climatização), conforme descrito nas seções a seguir. Os diversos sistemas de irrigação presentes no país estão descritos no Anexo 8.

3.1.5.1.2.1 ELETRICIDADE NA IRRIGAÇÃO

Para este estudo, foi desenvolvida uma abordagem *bottom-up* baseando-se em lâminas médias de irrigação para cada cultivo, em cada região do país, e no consumo elétrico dos diferentes sistemas de irrigação. Além dos cultivos abordados neste trabalho, foram incluídos cultivos de forrageiras para a alimentação de animais e florestas irrigadas. Os dados de área irrigada vieram do Censo Agropecuário de 2006 (IBGE, 2007), especificamente das Tabelas 825 e 1819,³⁷ com outras tabelas sendo acessadas para dados suplementares, como produção agrícola, área plantada e número de cabeças de animais.

As lâminas de irrigação de cada cultivo, bem como o consumo específico (kWh/ha.mm) de eletricidade por hectare por milímetro de lâmina de irrigação, foram estimadas com base em artigos científicos publicados, teses de pós-graduação, relatórios governamentais e de empresas públicas e privadas. A seguir, apresenta-se uma descrição dos parâmetros utilizados na estimativa da demanda de eletricidade para irrigação no Brasil.

No que se refere à lâmina de irrigação, em geral, é aplicada de maneira suplementar à precipitação. Assim, para se calcular a lâmina aplicada, a precipitação média nas regiões de cultivo (Tabela 47) deve ser subtraída da demanda hídrica dos cultivos. Entretanto, esse método resulta muitas vezes em valores negativos ou zero, já que a precipitação total anual pode ser maior que a demanda hídrica dos cultivos. Porém, isso não elimina a necessidade de irrigação suplementar durante períodos de estiagem e/ou durante as fases críticas de desenvolvimento das plantas (CARVALHO et al., 2013). Assim, as lâminas médias de irrigação foram estimadas com base em resultados experimentais relatados na literatura, e esses valores foram comparados (para fins de validação) aos valores obtidos pela subtração da precipitação da demanda hídrica de cada cultivo.

Tabela 47 – Precipitação Média em Quatro Regiões do Brasil

Região	Precipitação (mm)	Fonte
NE	1.000	DANTAS NETO et al., 2006
SE	1.300	SILVA et al., 2014
CO	1.573	ANA, 2015
S	2.300	SOSBAI, 2007
N	2.500	MARENGO, 1995

As lâminas de irrigação aplicadas estão listadas na Tabela 48. Essas lâminas foram escolhidas de acordo com a região e com a disponibilidade de dados. O valor médio entre as regiões foi usado para todo o país. As fontes usadas e o método de cálculo estão descritos no Anexo 9.

Os casos da cana-de-açúcar e do arroz merecem atenção especial. A irrigação da cana-de-açúcar não é praticada apenas com o intuito de fornecer água para satisfazer a demanda hídrica do cultivo, mas como prática de fertirrigação visando à aplicação de vinhaça nos campos. Como antes mostrado, os métodos mais utilizados para essa prática são os de aspersão por canhão (que pode ser autopropelido ou não), caminhões-tanque e sulcos.³⁸ A demanda hídrica da cana é de 1.750 mm por ciclo (CARVALHO et al., 2013).

37 O Sistema Sidra usado pelo IBGE para reportar os resultados do Censo Agropecuário de 2006 separa as várias categorias de resultados em tabelas que podem ser acessadas no site do IBGE (IBGE, 2007).

38 Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_39_711200516717.html>. Acesso em: 1 jun. 2016.

No caso do arroz, predomina a técnica de inundação na região Sul do país. Como a demanda de água é medida em litros por segundo para essa técnica, o arroz foi omitido da Tabela 48. Em vez de uma lâmina média de irrigação, a estimativa da demanda elétrica da irrigação de arroz foi baseada na energia necessária para se bombear a quantidade de água utilizada, que é em média 8.600 m³/ha, conforme reportado por Sosbai (2007).

Tabela 48 – Lâminas Médias de Irrigação Usadas na Estimativa do Consumo de Energia dos Sistemas de Irrigação

Cultivo	Lâmina média (mm)	Cultivo	Lâmina média (mm)
Algodão	478	Laranja	66
Banana	421	Mandioca	421
Cacau	910	Milho	250
Café	500	Soja	261
Cana	350	Trigo	350
Feijão	421	Florestas plantadas	910
Fumo	421	Forrageiras	256

No que se refere ao consumo elétrico por sistemas de irrigação, existem diversos estudos de caso publicados, mas, quando se trata de valores agregados e médias para regiões ou para o país, os dados são escassos ou mesmo inexistentes, ou não estão disponíveis publicamente. Uma exceção é o estudo de Marouelli e Silva (1998), que relata intervalos de consumos elétricos dos vários tipos de sistemas de irrigação usados no Brasil (Tabela 49). O estudo foi feito para hortaliças, por isso sua aplicação em grandes lavouras de grãos ou cana, por exemplo, não pode ser feita de maneira direta. A média dos intervalos reportados foi usada para cada cultivo e cada sistema de irrigação, seguidos de validação por estudos de caso específicos aos cultivos e às regiões especificamente. Em casos em que dados estejam disponíveis para grandes regiões, estes são usados.

Tabela 49 – Consumo de Eletricidade por Hectare e Lâmina Aplicada dos Sistemas de Irrigação Encontrados no Brasil

Método de Irrigação	kWh/ha.mm		
	Min	Max	Média
Inundação	0,30	3,00	1,65
Sulcos	0,30	3,00	1,65
Aspersão (pivô central)	2,00	6,00	4,00
Aspersão (outros métodos)	6,00	9,00	7,50
Localizado (gotejamento microaspersão etc.)	1,00	4,00	2,50

Fonte: MAROUELLI; SILVA, 1998

Contudo, a maioria dos estudos existentes sobre o consumo elétrico de sistemas de irrigação foi feita com o objetivo de estimativa de custos de irrigação ou manejo do uso da água, enquanto que são poucos os estudos voltados à avaliação de consumo elétrico desses sistemas. Isso gera grande variedade de métodos e unidades utilizadas, dificultando a comparação. Por exemplo, Albuquerque et al. (2010) reportam consumo de eletricidade para uma cultura de milho sob pivô central variando entre 63 Wh/kg e 85 Wh/kg de grão produzido. Por outro lado, Mariotoni e Dores (n.d.) relatam consumo de 438 kWh/mês/ha a 552 kWh/mês/ha para uma cultura de 30.000 pés de jiló sob pivô central no interior do estado de São Paulo, entre 2000 e 2003.

Para o pivô central, o estudo feito por Lima et al. (2009) avaliou 58 sistemas de pivô central no assentamento Itamaraty, em Mato Grosso do Sul, e concluiu que o consumo de eletricidade foi de 8,69 kWh/ha.mm em média, consideravelmente acima dos valores indicados por Marouelli e Silva (1998). Esse valor foi utilizado como referência para a demanda elétrica de um pivô médio no Brasil no cálculo do consumo de eletricidade para a irrigação utilizando esse método. Para os métodos de aspersão, foi usada a média de 7,5 kWh/ha.mm dos valores relatados por Marouelli e Silva (1998). No caso da irrigação por inundação, a referência usada foi de 777 kWh para cada ciclo de cultivo do arroz inundado do Rio Grande do Sul, a partir de dados de consumo relatados por Sosbai (2007) e por Marcolin e Robaina (2002). Para outros métodos de irrigação, foi usada a média de 7,5 kWh/ha.mm, de Marouelli e Silva (1998).

Apesar de as incertezas serem grandes numa avaliação desse tipo, a aplicação do modelo, como descrito acima, apresentou bom resultado agregado. O total do consumo de eletricidade para irrigação, em 2010, ficou em 10.185 GWh, equivalente a 54% do total de 18.942 GWh consumidos pelo setor agropecuário em 2010, conforme reportado pelo BEN (EPE, 2013). Esse valor está muito próximo dos 50% indicados como representativos da participação da irrigação no consumo elétrico do setor pelo Dr. Lineu Neiva Rodrigues, da Embrapa.³⁹ A projeção resultante indica que a demanda elétrica para a irrigação deve chegar a 32.906 GWh em 2050.

Por fim, no que concerne à área irrigada, de acordo com a Tabela 1.819 do Censo Agropecuário de 2006 (IBGE, 2007), era de 4,5 milhões de hectares, representando aumento de 42% entre 1996-2006, equivalente a 3,4% ao ano. Aplicando-se essa mesma taxa de crescimento, a área irrigada em 2012 chega a 5,56 milhões de hectares, próximos aos 5,8 milhões de hectares estimados por ANA (2013). Ainda com base em IBGE (2007), a proporção da área irrigada de cada cultivo em relação à sua respectiva área colhida total pode ser calculada. Assume-se aqui que essas proporções de porcentagem de área irrigada para cada cultivo se mantêm no período de análise. Assim, para projetar a futura área irrigada de cada cultivo, cada proporção é multiplicada pela área total projetada para cada cultivo até 2050.

Porém, é necessário representar o fato de que a área irrigada acima cresce a uma taxa superior ao crescimento da área colhida, conforme mencionado em ANA (2013). Para esse fim, a taxa de crescimento da área colhida de cada cultivo das projeções deste estudo é subtraída da taxa de crescimento da área irrigada entre 1996-2006 (de 3,4% ao ano, como indicado acima). O valor resultante representa a crescente taxa de penetração da irrigação na agricultura brasileira. Assim, a área irrigada no país, a cada ano, entre 2010-2050, é calculada multiplicando-se a projeção da área colhida para cada cultivo pela proporção irrigada em 2006 (assume-se que se mantêm) e pela taxa de crescimento da penetração da irrigação na agricultura.

Somando-se a área irrigada resultante de todos os cultivos, chega-se a um total de 8.909.261 hectares no ano 2030 e de 12.533.840 hectares em 2050. O valor de 2030 está entre os valores de área irrigada dos cenários Otimista (9.763.000 hectares) e Manutenção (7.823.000 hectares) estimados para 2030 por uma avaliação do Ministério da Integração Nacional (MIN, 2011).

³⁹ Comunicação pessoal em 28 de maio de 2015.

3.1.5.1.2.2 ELETRICIDADE NA PECUÁRIA LEITEIRA

A pecuária leiteira demanda eletricidade principalmente em quatro processos: a silagem de grãos, a ordenha, o manejo sanitário e a administração, de acordo com Ramos et al. (2014), que estimaram em 64.874 kWh o consumo anual de energia numa fazenda industrial com 350 cabeças de gado leiteiro (Tabela 50). Dividindo-se o total pelas 350 cabeças de gado leiteiro da propriedade, chega-se a um consumo específico de 185 kWh/vaca/ano.

Tabela 50 – Consumo Elétrico por Processo numa Fazenda Industrial com 350 Cabeças de Gado Leiteiro

Processo	Eletricidade (kWh/ano)
Silagem	347
Alimentação	10.064
Manejo sanitário	852
Ordenha	44.569
Administração	9.043
Total	64.874

Fonte: RAMOS et al., 2014

Hardoim e Gonçalves (2003) estimaram o consumo de eletricidade no processo de ordenha em um confinamento de 100 vacas, mensurando o consumo diário de cada componente da operação do curral, incluindo alimentação, ordenha, refrigeração do leite e limpeza do local (Tabela 51). O total diário de 117,6 kWh equivale a 39.978 kWh/ano, assumindo-se a operação em 340 dias por ano, e se encontra na mesma ordem de grandeza que o consumo elétrico dos processos de ordenha e manejo sanitário reportados por Ramos et al. (2014), porém para apenas 100 vacas, refletindo os potenciais ganhos de escala possíveis em operações de pecuária intensiva. O consumo por vaca por ano dos processos relatados por Hardoim e Gonçalves (2003) equivale a 400 kWh/vaca/ano.

Tabela 51 – Relação dos Equipamentos Utilizados no Sistema de Produção de Leite

Equipamento	Potencia (kW)	Operação diária (h)	kWh/dia
Ordeneira	3,7	5	18,4
Resfriador de leite	6,3	5	31,5
Triturador	9,8	3	29,4
Misturador de ração	3,1	0,5	1,5
Desintegrador	7,9	4	31,5
Bomba lavagem	2,7	1	2,7
Bomba d'água	2,5	1	2,5
		TOTAL	117,6

Fonte: HARDOIME; GONÇALVES, 2003

A fim de levar em conta a diversidade das fazendas leiteiras no Brasil, foi usada a média entre os dois valores reportados aqui por vaca por ano, igual a 278 kWh/vaca/ano, na projeção da demanda elétrica da pecuária leiteira no Brasil. Esse valor foi multiplicado pelo número de cabeças projetado pela pecuária para o período 2012-2050, resultando em consumo de 19.598 TJ no ano-base 2010, atingindo 23,350 TJ em 2050.

3.1.5.1.2.3 ELETRICIDADE NA PECUÁRIA INTENSIVA

Estima-se crescimento paulatino da intensificação da pecuária de corte, levando ao crescente confinamento de animais. O confinamento é mais energointensivo que a pecuária extensiva e inclui maior demanda por serviços energéticos. Como já dito, a demanda elétrica da pecuária intensiva é estimada considerando os mesmos valores de demanda elétrica usados para a pecuária leiteira para os processos de silagem e administração e dividindo a demanda elétrica para manejo sanitário pela metade, já que o confinamento para corte não requer tanto rigor sanitário quanto para a produção de leite. As demandas resultantes em kWh/cabeça/ano foram multiplicadas pela projeção do número de cabeças de bovinos confinados para obter a projeção da demanda elétrica da pecuária intensiva até 2050. Obteve-se um consumo de eletricidade de 165 TJ para o ano-base 2010, chegando a 543 TJ em 2050.

3.1.5.1.2.4 ELETRICIDADE NA AVICULTURA: CLIMATIZAÇÃO E ILUMINAÇÃO DE GRANJAS

A modernização do setor envolve aumento da demanda de serviços energéticos para climatização e iluminação de estabelecimentos de criação animal, dentre os quais se destaca a avicultura como grande consumidor de energia elétrica (BONA, 2010; BUENO; ROSSI, 2006; DOLIVEIRA, 2012; INNOCENTINI, 2009). A demanda por calefação na avicultura também é suprida por lenha (CALDAS, 2014) e GLP (NASCIMENTO, 2011), que são abordados em seus respectivos capítulos.

De acordo com Bona (2010), o iluminamento ideal para um aviário é de 10 lux, para que a ave não atinja a maturidade sexual. O autor, porém, especifica que, em geral, o sistema padrão usado na iluminação de galpões de aves de corte é subótimo não apenas no nível de iluminamento, mas também na eficiência energética. O autor usa como referência um galpão de 1.500 m² cujo sistema de iluminação é formado por 75 lâmpadas incandescentes de 100 Watts cada, proporcionando um iluminamento de 18 lux na área de interesse. A demanda de potência, nesse caso, fica em 7,5 kW e o consumo em 3.600 kWh por mês, implicando um fator de uso de 67%. A densidade padrão de aves no galpão é de 15 aves por m², o que implica um total de aves de 1.500 x 15 = 22.500 aves em cada lote. Portanto, o consumo de eletricidade por ave para fins de iluminação fica em 1,92 kWh/ave/lote. Como em geral cada aviário produz em torno de seis lotes por ano, o consumo anual de eletricidade por ave fica em 0,32 kWh/ave/ano.

Assim, a demanda elétrica para iluminação em granjas de frangos de corte é projetada multiplicando-se esse valor de 0,32 kWh/ave/ano pelo número de aves em cada ano projetado até 2050. Os cálculos resultam em consumo elétrico na avicultura de 13.180 TJ em 2010, subindo para 31.792 TJ em 2050.

Campos et al. (2004) estimaram que, além da demanda de calor, um secador a lenha demanda um total de 4.032 kJ por kg de água evaporada para a operação de ventiladores/sopradores que, multiplicada pela produção total de grãos no Brasil, conforme projetada pelos cálculos da agricultura, indica a estimativa da demanda futura de eletricidade para secagem de grãos. Os teores de umidade dos grãos são descritos com mais detalhes na seção 4.1.5.1.3.1 e resultam no consumo de eletricidade para secagem de grãos de 22 TJ em 2010, chegando a 58 TJ em 2050.

3.1.5.1.3 DEMANDA DE LENHA

A lenha é o principal combustível usado para geração de calor para fins de secagem de grãos e calefação avícola no Brasil (EPE, 2014a).

3.1.5.1.3.1 SECAGEM DE GRÃOS

O método mais comum para cálculo de energia na secagem de grãos se baseia na massa de água a ser evaporada (BELL, 2012; CAMPOS et al., 2004; MELO et al., 2013; DA SILVA, 2005). A energia necessária para a secagem de grãos depende da quantidade de água a ser evaporada, que, por sua vez, depende dos teores de umidade no momento da colheita e visando à meta de 13% de umidade ao final do processo de secagem tida como ideal para armazenagem no Brasil (SILVA, 2005). A Tabela 52 mostra os teores de umidade iniciais usados na modelagem e as fontes dos dados. A diferença entre o teor inicial e a meta de 13% é multiplicada pela massa da produção de grãos projetada pela agricultura para se chegar à vazão mássica de água a ser evaporada.

Tabela 52 – Teor de Umidade dos Grãos no Momento da Colheita

Grão	%	Fonte
Soja	15	FRANÇA NETO et al., 2007
Milho	18	CRUZ, 2011
Trigo	18	EMBRAPA, 2002
Arroz	22	EPAGRI, s.d.

Em seguida, a energia necessária para a evaporação da água considerou o seu calor latente de vaporização à pressão constante, assumindo-se o valor da água pura. Bell (2012) analisa a demanda por lenha para secagem de soja, arroz e trigo no Paraná, usando essa metodologia. Considerando-se uma eficiência média de 40% na conversão da energia primária contida na lenha em energia útil na secagem dos grãos,⁴⁰ a autora obtém os consumos de energia para secagem de 1 t de grãos, conforme indicado na Tabela 53.

⁴⁰ De acordo com Queiroz (2003), apesar de a eficiência de placa de secadores de grãos estar entre 65%-70%, a calibragem é feita com base na secagem de soja e trigo. Como a energia necessária depende de características físicas dos grãos, bem como do processo de secagem, a eficiência varia de acordo com um fator de correção. Para a secagem de milho, o fator de correção é 0,75, indicando que a eficiência de um secador cai para 50%-52%. O fator de correção para o arroz é de 0,65, indicando eficiência de 42%-45% na secagem. Presume-se que os secadores trabalham, em média, bem abaixo de suas eficiências de placa, justificando a adoção de uma eficiência média nacional para todos os grãos em torno de 40%.

Tabela 53 – Energia Primária em Lenha Necessária para Secagem de 1 t de Grãos

Soja	340	MJ/t
Milho	760	MJ/t
Trigo	600	MJ/t

Fonte: BELL, 2012

Para o caso do café, Melo et al. (2013) avaliaram o desempenho de um secador de grãos em um laboratório sob quatro condições diferentes cuja média ficou em 5.210 kJ/kg de água evaporada, para teores de umidade variando entre 30%-37,5%. Usando o valor médio de consumo energético e presumindo-se teor inicial de 30% de umidade e eficiência de 40%, a secagem das 2,7 milhões de toneladas de café produzidos em 2010 demandou 6.886 TJ de lenha.

Considerando-se a produção de grãos em 2010, como mostra a Tabela 54, houve consumo no ano-base de 2010 de 82,848 TJ de lenha, que, a título de validação, é equivalente a 78% do consumo de lenha do setor agropecuário, que, naquele ano, foi de 105.652 TJ (EPE, 2013). Seguindo-se as projeções de Soares-Filho et al. (2015), esse valor atinge 217.477 TJ em 2050.

Tabela 54 – Produção Brasileira de Grãos em Toneladas em 2010

Soja	68.756.343
Milho	55.364.271
Trigo	6.171.250
Arroz	11.235.986
Café	2.907.265
TOTAL	141.527.850

Fonte: IBGE, 2010

3.1.5.1.3.2 CALEFAÇÃO NA AVICULTURA

A necessidade de calefação na avicultura é essencial na criação de pintos, principalmente nos primeiros dez dias de vida (NASCIMENTO, 2011; SOBRINHO et al., 2003), mas a calefação é também utilizada no aquecimento dos aviários. Essa energia é, em sua maior parte, proveniente de queimadores de GLP, mas é comum no Sul do Brasil o uso de queimadores a lenha para suplementar o aquecimento por campânulas de gás⁴¹ na razão de 1 m³ a 20 m³ por dia para aviários padrão de 100 m² a 1.200 m², respectivamente, dependendo das condições climáticas (NASCIMENTO, 2011). Utiliza-se aqui um valor conservador de 2 m³ por dia de operação das fornalhas, que se presume operam em média 1.500 horas por ano (62,5 dias). Considerando-se os valores para a densidade de 325 kg/m³ e poder calorífico inferior a 12.979 kJ/kg da lenha (EPE, 2013), isso implica demanda de 263.238 MJ por ano para um aviário com capacidade para 22.500 aves, conforme o aviário de referência adotado para este estudo descrito por Bona (2010), produzindo seis lotes por ano. O consumo específico de lenha por ave por ano fica, então, em 2,0 MJ/ave/ano.

41 Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Ave/ProducaoDeFrangodeCorte/Aquece-lenha.html>>. Acesso em: 11 jun. 2016.

Considerando-se que em 2010 havia 5.443 milhões de aves no Brasil (FNP CONSULTORIA & COMÉRCIO, 2013), houve consumo no ano-base de 2010 de 25.148 TJ de lenha, equivalente a 24% do consumo de lenha do setor agropecuário, que, naquele ano, foi de 105.652 TJ (EPE, 2013). Seguindo-se as projeções da pecuária deste estudo para o número de aves, esse valor atinge 46.212 TJ em 2050.

3.1.5.1.4 DEMANDA DE GÁS LIQUEFEITO DE PETRÓLEO (GLP)

Apesar de ainda ter participação muito pequena no setor agropecuário, o GLP vem ganhando espaço como fonte de calor para calefação e secagem de grãos (EPE, 2014a). Na avicultura, é usado no aquecimento dos pinteiros durante os dez primeiros dias de vida dos pintos.⁴² Na secagem de grãos, oferece vantagens sobre a lenha por apresentar queima mais limpa e controlada, levando a um produto de maior qualidade.⁴³ O combustível é usado, principalmente, na secagem de grãos.⁴⁴

Dado que o consumo de GLP no setor agropecuário hoje é insignificante e que as perspectivas de crescimento dependem muito dos custos do produto e de sua oferta no mercado, conclui-se que uma maior penetração do GLP no setor será consequência de mudança estrutural no consumo de energia na agropecuária. Assim, uma projeção para o futuro com base nos padrões atuais de consumo estaria equivocada. Ademais, dada a escassez de dados sobre as alocações do consumo de GLP no setor, torna-se impossível fazer uma análise *bottom-up* da demanda de GLP no setor. Portanto, uma abordagem distinta se faz necessária. Na falta de dados precisos e de uma série histórica, assume-se aqui que 70% do GLP são atualmente consumidos para secagem de grãos, 30% pela avicultura e que essa divisão do consumo se mantém durante o período de projeção. A avicultura serve de *proxy* para a pecuária em geral, dado que o GLP também é usado na suinocultura (OLIVEIRA et al., 2006).

3.1.5.1.4.1 GLP NA SECAGEM DE GRÃOS

Como explicado na seção anterior, assume-se que 70% do GLP usado no setor sejam dedicados à secagem de grãos. Assim, para se chegar a um consumo específico de GLP por tonelada de grãos produzidos no Brasil, dividiu-se 70% do consumo de GLP em 2010 de 339 TJ pelo total de grãos produzidos no país, conforme Tabela 54. Chega-se ao valor de 2,4 MJ de GLP consumidos por tonelada de grãos produzidos. Ademais, para simular o crescente uso do GLP no setor, assume-se também que a penetração de GLP na secagem de grãos aumenta 1% ao ano no período 2020-2030 e 2% ao ano a partir de 2030. Essas taxas de crescimento não advêm de algum valor observado, mas são escolhidas por serem valores baixos e, por isso, conservadores, e também por serem números redondos, evitando assim, dar a impressão de que essa estimativa tem uma precisão com casas decimais. Esse aumento é incluído no cenário REF já que a modernização do setor agropecuário demandará maior uso de GLP mesmo no cenário atual (NASCIMENTO, 2011; PRADO; PRADO, 2012; RIBEIRO; VICARI, 2005). Dessa maneira, projeta-se que o consumo de GLP na secagem de grãos crescerá dos 237 TJ em 2010 para 1.423 TJ em 2050.

42 Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Ave/ProducaoDeFrangodeCorte/Aquece-gas.html>>. Acesso em: 11 jun. 2016.

43 Disponível em: <http://www.cnpt.embrapa.br/biblio/p_ci10_1.htm>. Acesso em: 11 jun. 2016.

44 Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/camara/noticias/noticias/AGROPECUARIA/452896-DEBATEDORES-DEFENDEM-USO-DE-GAS-LIQUEFEITO-DE-PETROLEO-NO-AGRONEGOCIO.html>>. Acesso em: 13 jun. 2016.

3.1.5.1.4.2 GLP NA AVICULTURA

Como explicado na seção 3.1.5.1.4, assume-se que 30% do GLP usado no setor sejam dedicados à avicultura. Ocepar (2007) relata o uso de GLP de 1,5 botijão de 13 kg por lote de 19.000 aves. Isso implica consumo de 36,1 kJ por ave.⁴⁵ Se esse valor é multiplicado pelas 5,98 bilhões de aves de corte existentes em 2010 (FNP CONSULTORIA & COMÉRCIO, 2013), chega-se a um total de 960 TJ de GLP consumidos para a atividade de avicultura de corte, quase três vezes mais que o consumido em 2010. Oliveira, Zanuzzi e Souza (2006, p. 37) relatam o consumo de GLP em um aviário em Santa Catarina de 40 botijões por ano para seis lotes de 19.000 aves, o que leva ao consumo de 160 kJ/ave. ano, ainda maior que o valor reportado por Ocepar (2007). Portanto, um ajuste é feito à conta para que o consumo de 36,1 kJ/ave totalize em 2010 os 30% do consumo de GLP alocados ao setor naquele ano. Esse ajuste foi de 44%, ou seja, equivale dizer que o consumo é de 15,9 kJ/ave/ano. A projeção para 2050 é feita multiplicando-se esse valor pelas projeções do número de aves da pecuária do presente projeto. Assume-se ainda que a penetração de GLP no setor aumentará 1% ao ano no período 2020-2030 e 2% ao ano em 2030-2050, e a projeção é ajustada de acordo. Assim, o consumo de GLP na avicultura deverá crescer de 102 TJ em 2010 para 282 TJ em 2050.

3.1.5.2 PROJEÇÕES CONSOLIDADAS POR FONTE DE ENERGIA

A Tabela 55 consolida as análises feitas nas seções precedentes, indicando a estimativa de demanda de energia de cada subsetor por insumos energéticos, tanto para o ano-base de 2010 quanto para 2050, referentes ao cenário REF. As seções a seguir descrevem as projeções da demanda de cada vetor energético até 2050.

Tabela 55 – Demanda de Energia pelos Subsetores do Setor Agropecuário no Cenário REF (TJ)

Demanda (TJ)	Ano	Irrigação	Avicultura	Secagem de Grãos	Leite	Pecuária Intensiva	Cultivos	Recuperação de Pastagens	Total
Eletricidade	2010	36.666	13.179	22	19.597	165	0	0	69.629
	2050	89.912	24.218	58	23.348	542	0	0	138.079
Lenha	2010	0	25.148	82.448	0	0	0	0	107.595
	2050	0	46.212	217.477	0	0	0	0	263.689
Diesel	2010	0	0	0	24.988	91	198.357	716	224.152
	2050	0	0	0	29.772	292	286.142	17.088	333.293
GLP	2010	0	102	237	0	0	0	0	339
	2050	0	282	1.423	0	0	0	0	1.705
								Demanda Total em 2010	401.716
								Demanda Total em 2050	736.766

45 PCI do GLP = 35.169 kJ/kg (EPE, 2013).

3.1.5.2.1 PROJEÇÃO DA DEMANDA DE DIESEL

O método utilizado neste estudo resulta num consumo de diesel no ano-base de 2010 de 224.152 TJ, o que corresponde a 93% do consumo de diesel de 241.672 TJ naquele ano (EPE, 2013). A diferença de 7% pode ser explicada por dois fatores: i) pelo fato de que esta análise foi feita com base em projeções dos principais produtos da agricultura brasileira deste estudo, o que não representa a totalidade dos cultivos agrícolas no país; e ii) por demandas de combustível pelos estabelecimentos agropecuários que não são diretamente capturados pelo cultivo nos campos. Contudo, o valor alcançado aqui está dentro da margem de erro das estimativas e, portanto, serve como *proxy* para a real demanda de diesel.

A Figura 41 mostra o resultado da projeção da demanda por energia final na forma de diesel, que chega a 333.293 TJ em 2050. A participação da pecuária intensiva aparece como muito pequena porque a atividade que mais consumirá diesel na intensificação da pecuária será justamente o cultivo de forrageiras para alimentação, e esse valor foi incluído na demanda de diesel para os cultivos. Portanto, apenas a necessidade de transportes, manejo sanitário e administração contribuem para a demanda de diesel nessa atividade.

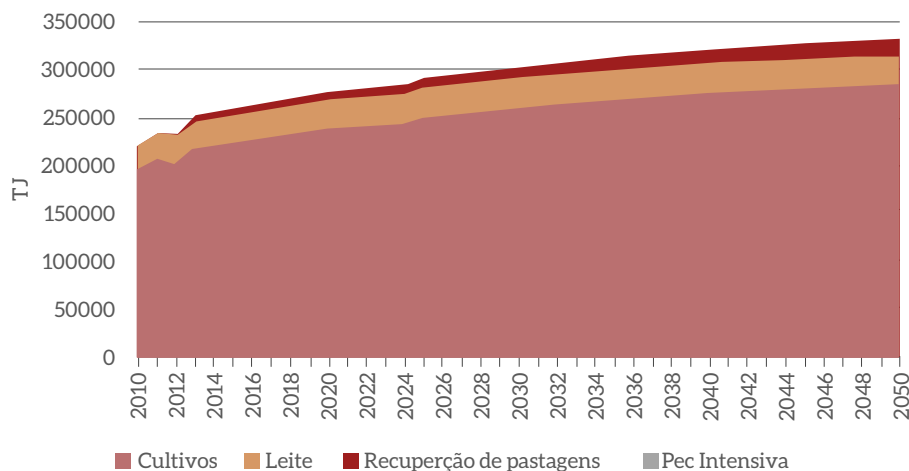


Figura 41 – Projeção da Demanda de Diesel no Setor Agropecuário Brasileiro

3.1.5.2.2 PROJEÇÃO DA DEMANDA DE ELETRICIDADE

A Figura 42 mostra a projeção da demanda de eletricidade no setor agropecuário, conforme a metodologia descrita nas seções anteriores, resultando num consumo de 69.929 TJ em 2010, estando, portanto, 2% acima do valor de 68.191 TJ reportado no BEN (EPE, 2013), e que atinge 138.079 TJ em 2050. Nesse cenário, a irrigação continuará sendo o principal consumidor de eletricidade no setor, acompanhado pela pecuária leiteira e pela avicultura em segundo e terceiro lugares. Apesar de terem participações pequenas no total do consumo elétrico, a secagem de grãos e a pecuária intensiva triplicam suas demandas por eletricidade no período 2010-2050. A secagem de grãos aumenta sua participação no consumo de eletricidade de 22 TJ, em 2010, para 59 TJ, em 2050, enquanto o da pecuária intensiva vai de 165 TJ, em 2010, para 542 TJ, em 2050.

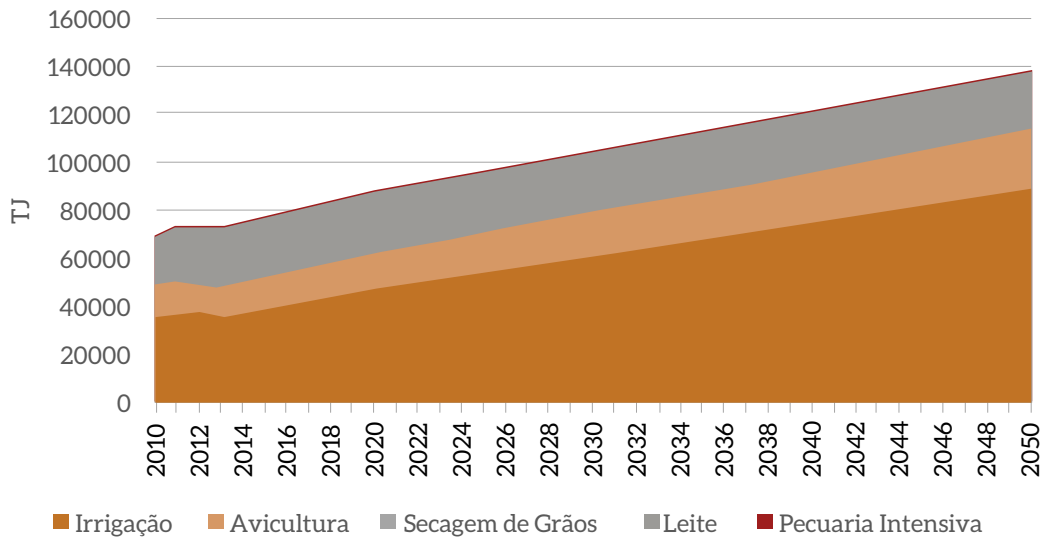


Figura 42 – Projeção da Demanda de Eletricidade do Setor Agropecuário

3.1.5.2.3 PROJEÇÃO DA DEMANDA DE LENHA

A Figura 43 mostra a demanda de lenha no setor agropecuário, conforme a metodologia descrita nas subseções 3.1.5.1.4.1 e 3.1.5.1.4.2. O total resultante dessa análise é de 107.595 Tj para o ano-base de 2010 (102% dos 105.652 Tj reportados em EPE (2013) para aquele ano), chegando a 263.689 Tj em 2050.

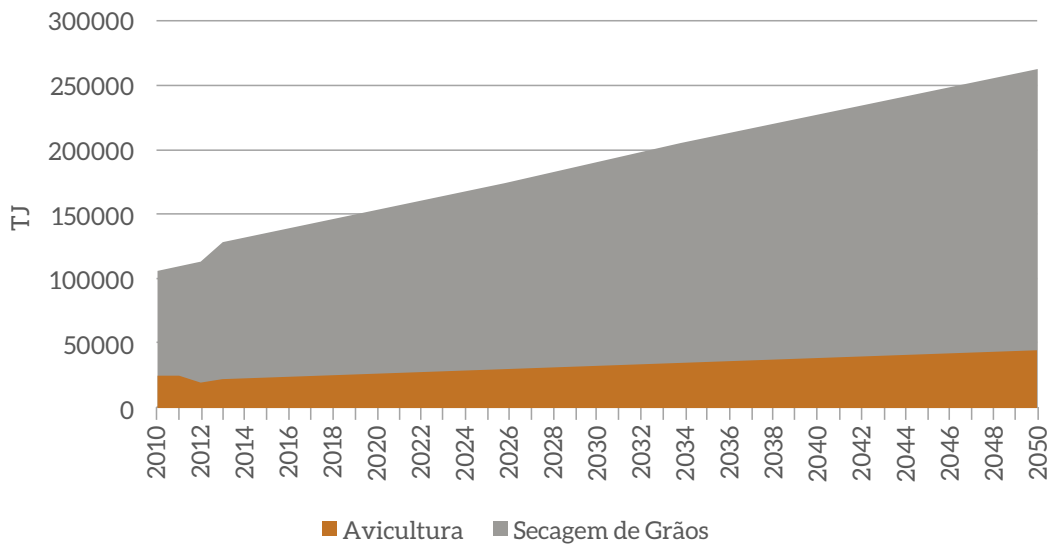


Figura 43 – Projeção da Demanda de Lenha no Setor Agropecuário

3.1.5.2.4 PROJEÇÃO DA DEMANDA DE GLP

A Figura 44 mostra a demanda de GLP no setor agropecuário, conforme a metodologia descrita nas seções anteriores. No cenário REF, a projeção da demanda de GLP é de 1.705 TJ em 2050.

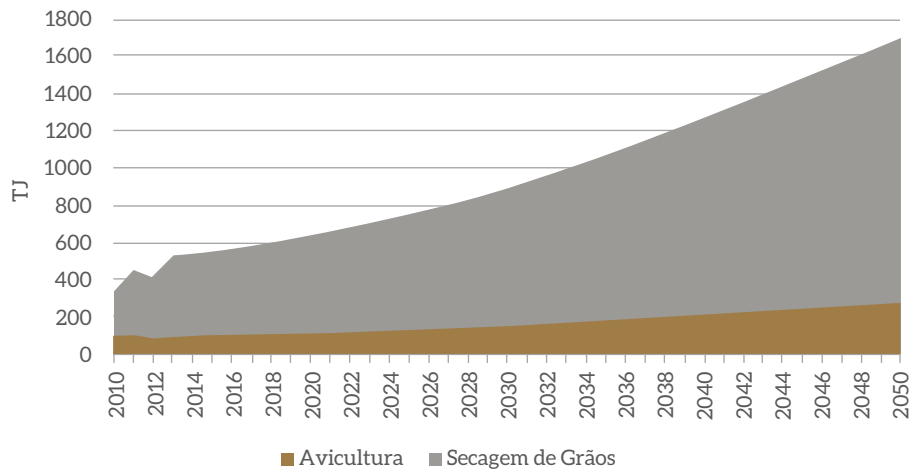


Figura 44 – Projeção da Demanda de GLP no Setor Agropecuário

3.1.5.2.5 PROJEÇÃO DA DEMANDA POR ENERGIA FINAL NO SETOR AGROPECUÁRIO

A Tabela 55 mostrou que a demanda total de energia final no setor agropecuário brasileiro sobe de 401.716 TJ, em 2010, para 736.766 TJ, em 2050. O valor estimado para o ano-base de 2010 representa 96% dos 420.119 TJ reportados no Balanço Energético Nacional para 2010 (EPE, 2013). A projeção está na Figura 45, e a Figura 46 mostra a participação dos vetores energéticos na projeção ilustrada na Figura 45.

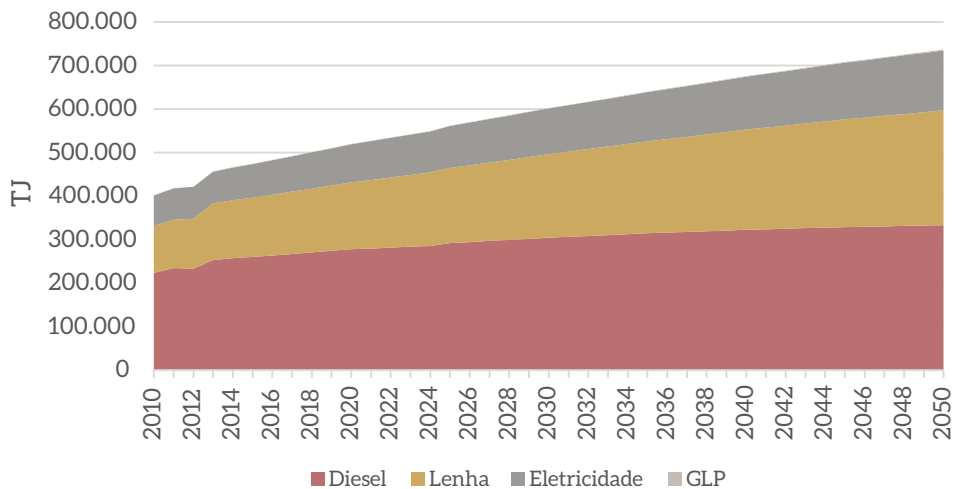


Figura 45 – Projeção da Demanda de Energia Final no Setor Agropecuário Brasileiro para o Cenário REF

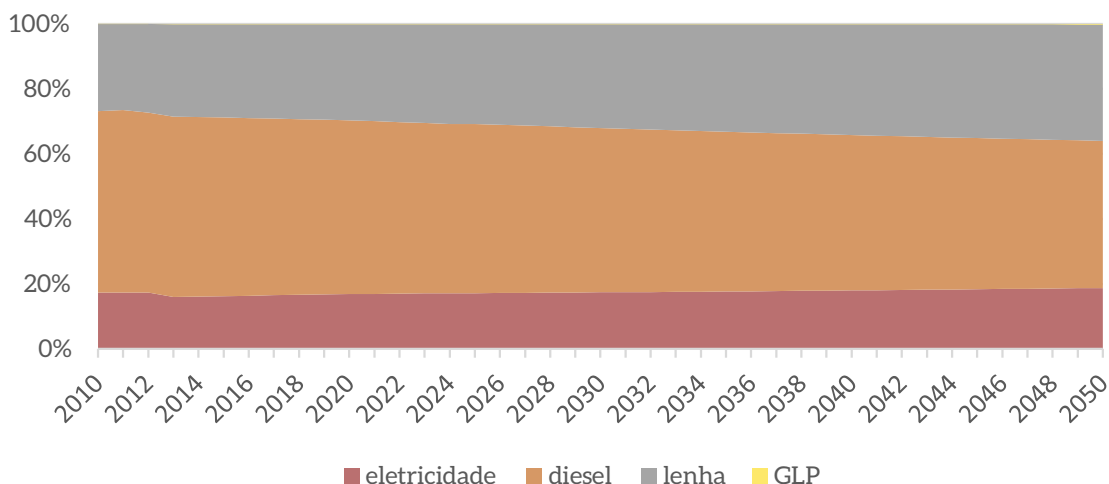


Figura 46 – Projeção da Participação dos Vetores Energéticos no Cenário REF

Agregando-se as projeções das demandas por vetores energéticos, conforme discutido nas seções anteriores, chega-se a uma projeção da demanda de energia final no setor agropecuário brasileiro, como mostra a Figura 45. O diesel continuará sendo o principal vetor energético do setor, mas a lenha e a eletricidade ganham espaço, assim como o GLP. A expansão da mecanização na agricultura é compensada pela estabilização da produção agrícola a partir de 2040, causando diminuição no crescimento da demanda por diesel. O consumo de eletricidade e de GLP aumentam com a modernização do setor. A participação da eletricidade no consumo energético do setor agropecuário sobe de 16% para 19% entre 2010 e 2050. O óleo diesel tem sua participação diminuída de 58%, em 2010, para 45%, em 2050. Devido ao crescimento na produção de grãos e aves, a demanda por lenha sobe 184% na avicultura e 264% na secagem de grãos, levando sua participação no consumo energético de 21%, em 2010, para 36%, em 2050.

3.2 CONSOLIDAÇÃO DAS EMISSÕES DE GEE RESULTANTES DAS ATIVIDADES AGROPECUÁRIAS E MUDANÇAS DE USO DA TERRA NO CENÁRIO REF

3.2.1 EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO DE SOLOS AGRÍCOLAS E DE MANEJO DE DEJETOS

As emissões de óxido nitroso (N_2O) pelos solos agrícolas são decorrentes de: i) nitrogênio (N) sintético aplicado como fertilizante (conforme metodologia de cálculo exposta na subseção 2.4.1.1); ii) nitrogênio proveniente dos resíduos culturais contidos na vinhaça aplicada como adubo (subseção 2.4.1.6); iii) queima de resíduos agrícolas da cana-de-açúcar (subseção 2.4.1.5); iv) dejetos animais depositados em pastagem e aplicados como adubo animal (subseção 2.4.1.9). Além disso, são calculadas as emissões de N_2O devido ao manejo de dejetos animais (subseção 2.4.1.8).

Quanto às emissões pelo uso de fertilizantes, o total no Brasil vai de 92 Gg de N_2O , em 2012, para 340 Gg de N_2O , em 2050 (Figura 47). Esse aumento é relativo ao crescente uso de fertilizantes para atender expansão agrícola, reforma e adubação de pastagens, esses últimos responsáveis por mais da metade da demanda de N, conforme consta na Tabela 27.

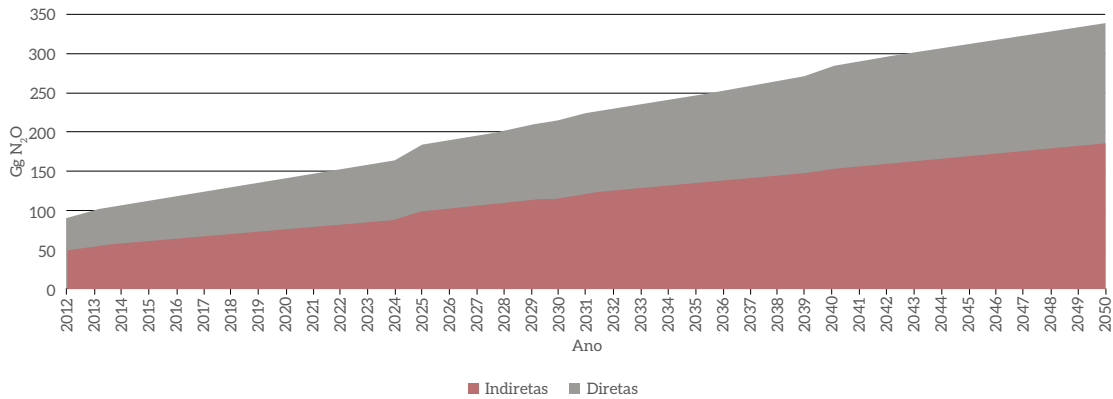


Figura 47 – Emissões de N_2O Devido ao Uso de Fertilizantes Nitrogenados no Cenário REF

As emissões relativas aos resíduos agrícolas também acompanham a expansão da produção agrícola e aumentaram em 64 Gg de N_2O no período de análise, passando de 44,8, em 2012, para 108 Gg de N_2O , em 2050 (Figura 48).

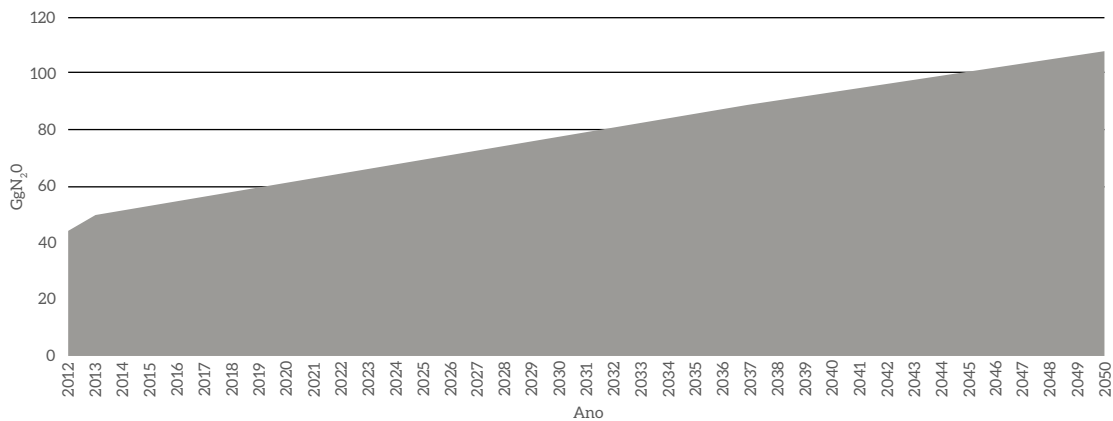


Figura 48 – Emissões de N_2O Devido à Incorporação dos Resíduos de Colheita ao Solo no Cenário REF

A Figura 49 mostra as emissões pelo uso de vinhaça como adubo que variam de 7 Gg de N_2O para a 8,5 Gg de N_2O entre 2012 e 2050. Esse aumento das emissões decorre do aumento da produção de etanol, pelo setor energético, associado ao aumento da demanda pelo biocombustível no setor de transportes.

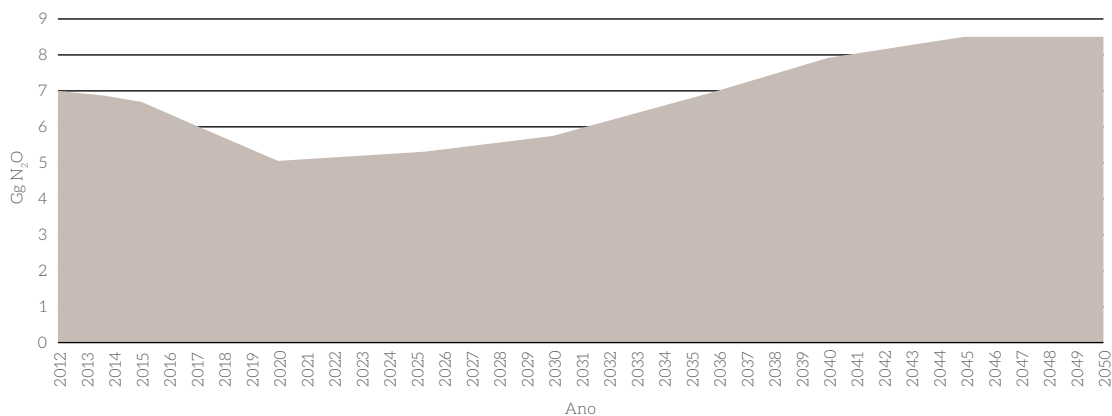


Figura 49 – Emissões de N₂O pelo Uso de Vinhaça no Cenário REF

Finalmente, a maior parte das emissões de óxido nitroso pelos solos agrícolas vem dos dejetos animais depositados em pastagens e do uso de adubo animal. Essa projeção de emissões acompanha o crescimento do rebanho bovino principalmente, como se pode ver na Figura 50, chegando a 524 Gg de N₂O, em 2050, contra 323 Gg de N₂O, em 2012.

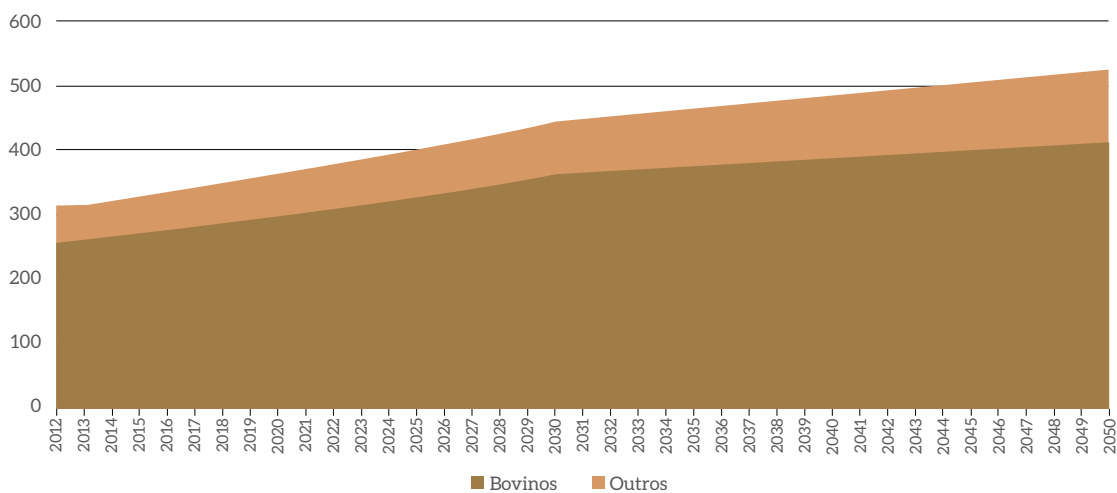


Figura 50 – Emissões de N₂O pela Deposição de Dejetos Animais em Pastagens e Uso de Adubo de Bovinos e Outros Animais no Cenário REF

Além das emissões supracitadas, é emitido óxido nitroso do manejo de dejetos animais. Essas emissões são produzidas durante o armazenamento e tratamento dos dejetos, antes de serem aplicados ao solo como adubo. Essa projeção de emissões também acompanha o crescimento dos rebanhos e, nesse caso, a população de aves é a maior responsável pelos resultados que mostram emissões de 13,8 Gg de N₂O, em 2012, e 26,3 Gg de N₂O, em 2050 (Figura 51).

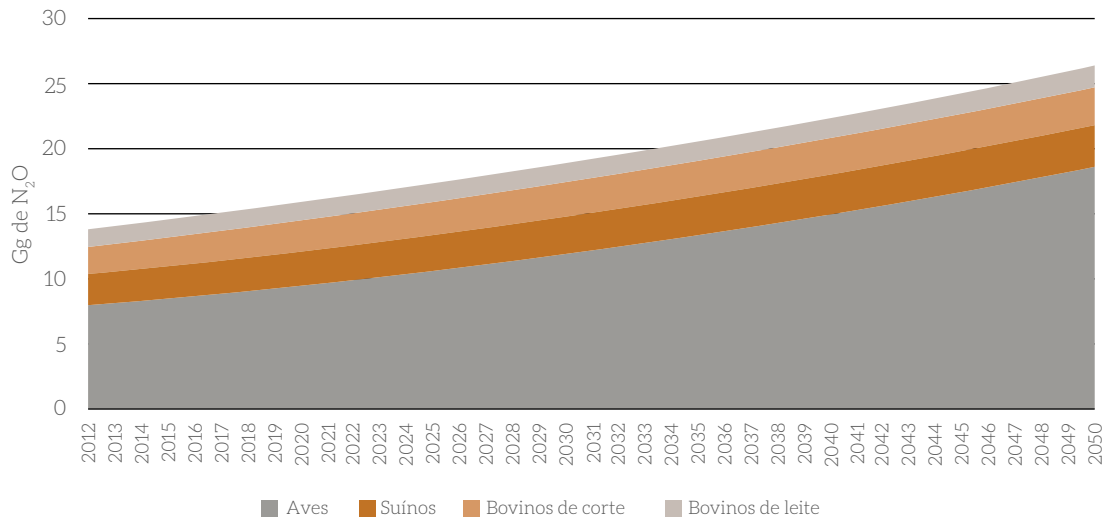


Figura 51 – Emissões de N₂O pelo Manejo de Dejetos no Cenário REF

3.2.2 EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E METANO PELA QUEIMA DE RESÍDUOS AGRÍCOLAS

De acordo com as projeções do cenário REF, a queima de resíduos agrícolas (a forma de cálculo consta da subseção 2.4.1.4) diminuirá progressivamente no país devido à legislação vigente (no caso de São Paulo) e à mudança comportamental esperada, tendo em vista a pressão pela diminuição de práticas não sustentáveis. Dessa forma, pode-se ver que as emissões de óxido nitroso e metano pela queima da palha de cana-de-açúcar, que correspondem a 140 e 3.6 Gg de N₂O e CH₄, respectivamente, em 2012, zeram em 2050.

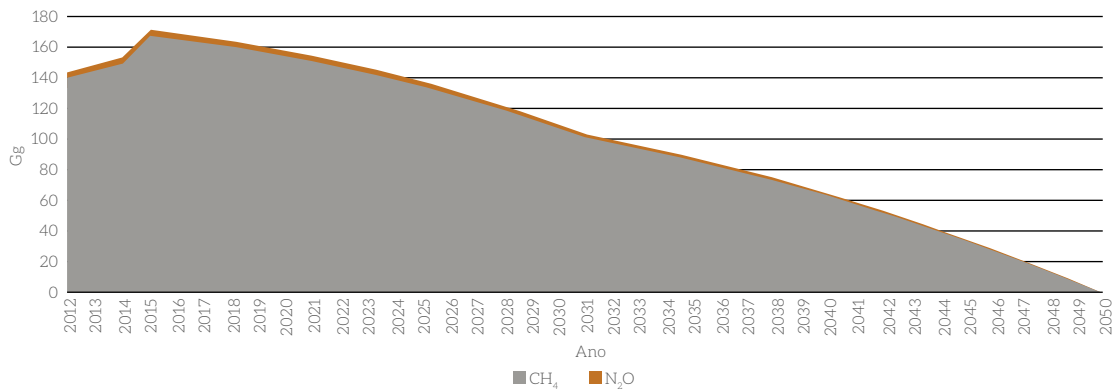


Figura 52 – Emissões de N₂O e CH₄ pela Queima da Palha de Cana-de-açúcar no Cenário REF

3.2.3 EMISSÕES DE METANO PELO CULTIVO DE ARROZ

As emissões de metano pelo cultivo de arroz (metodologia de cálculo na subseção 2.4.1.3) dependem da área plantada e do regime de água usado no manejo desse cultivo. Assim, as emissões (Figura 53) acompanham exatamente a projeção de área irrigada, que corresponde a todo o plantio no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina e a 8% do plantio no resto do país. A área ocupada por esse cultivo nos estados citados diminui progressivamente até o ano de 2034, ficando estável depois desse período, por isso ocorre queda das emissões até esse ano. Mas, de 2034 a 2050, quando cessa a diminuição de área nos estados mencionados, observa-se aumento das emissões devido ao pequeno aumento de área que acontece em todo o período, no resto do país. Assim, as emissões que, em 2012, foram de 481 Gg de CH₄ reduzem-se a 472 Gg de CH₄ em 2034 e chegam a 475 Gg de CH₄ em 2050.

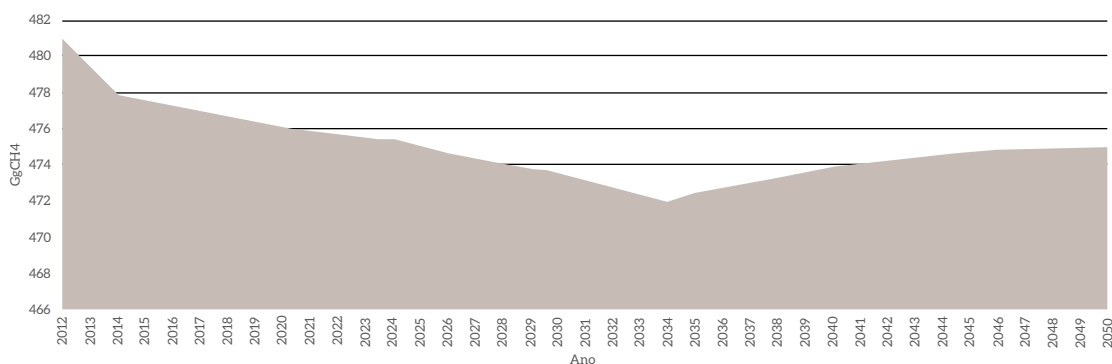


Figura 53 – Emissões de CH₄ pelo Cultivo de Arroz no Cenário REF

3.2.4 EMISSÕES DE METANO PELA FERMENTAÇÃO ENTÉRICA E MANEJO DE DEJETOS ANIMAIS

A fermentação entérica (a metodologia de cálculo consta da subseção 3.4.1.7) é a maior fonte de emissões da agropecuária, sendo responsável pela emissão de 9.454 Gg de CH₄, em 2012, e 12.756 Gg de CH₄, em 2050, o que representa aumento de 34% nesse período (Figura 54). Desse total, em 2012, 84% foram emitidos pelo gado de corte e, em 2050, essa parcela aumenta para 88%. A estabilização das emissões, a partir de 2035, se deve a dois fatores: diminuição da taxa de crescimento do rebanho e redução das categorias de animais que mais emitem metano (eliminação de animais acima de quatro anos, diminuição dos animais acima de três anos).

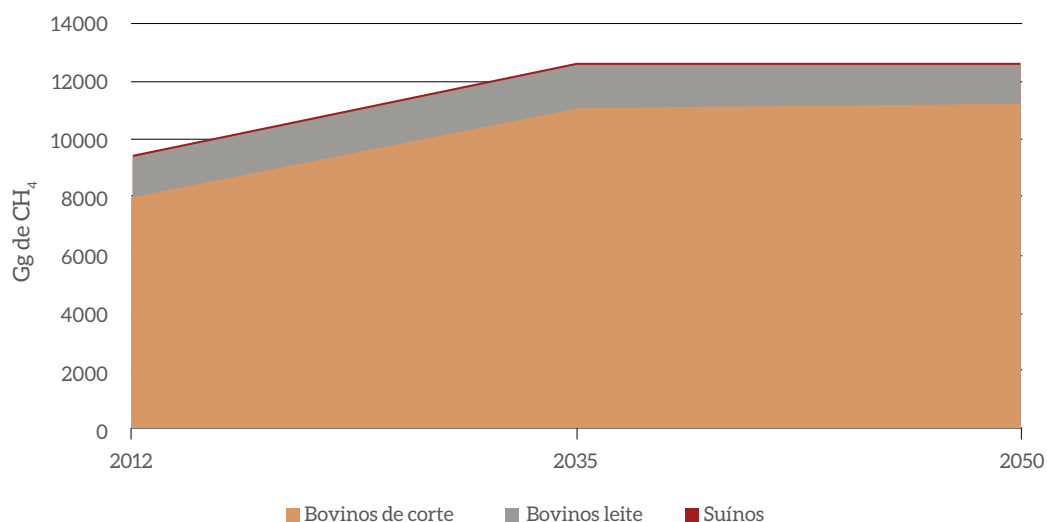


Figura 54 – Emissões de CH₄ por Fermentação Entérica no Cenário REF

Sobre emissões de metano por manejo de dejetos, observa-se aumento ao longo de todo o período de estudo, partindo de 755 Gg de CH₄, em 2012, e chegando a 1.149 Gg de CH₄, em 2050, ou seja, crescimento de 52% no período. O grupo animal que mais contribui para as emissões dessa fonte de GEE são os suínos, com os maiores fatores de emissão.

As emissões crescentes se devem ao fator de emissão dos demais grupos animais, que é praticamente estável ao longo do tempo,⁴⁶ enquanto a projeção dos rebanhos cresce. Além disso, o progresso do rebanho suíno compensa a redução do fator de emissão para esse grupo animal (derivada da projeção de crescimento do uso de biodigestores). Ou seja, essas emissões poderiam ser muito maiores sem a consideração da mudança na disposição do manejo de dejetos animais.

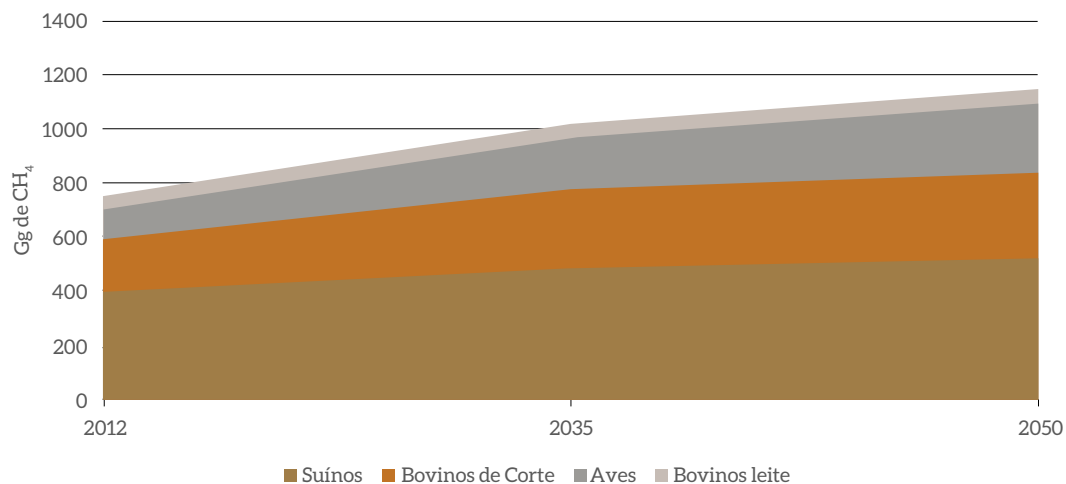


Figura 55 – Emissões de CH₄ por Manejo de Dejetos Animais no Cenário REF

46 A evolução do fator de emissão se deve às mudanças nos sistemas de manejo de dejetos animais que foram projetadas de acordo com a metodologia descrita na seção 3.4.1.7.

3.2.5 EMISSÕES DE DIÓXIDO DE CARBONO POR MUDANÇAS DE USO DA TERRA

3.2.5.1 BIOMASSA

A maior fonte de emissão de CO₂ por perda de biomassa (a metodologia de cálculo consta da subseção 2.4.2.1) é o desmatamento. A partir das projeções de desmatamento selecionadas para cada bioma, foram calculadas as emissões por perda da vegetação nativa. Verifica-se que as emissões provenientes do desmatamento partem de 391 mil Gg de CO₂, em 2012, apresentam variações ao longo do período de projeção e totalizam 362 mil Gg de CO₂, em 2050.

A variação entre 2012 e 2040 decorre da espacialidade das mudanças no uso da terra, ou seja, da variação da densidade de biomassa por onde o modelo de desmatamento realiza a supressão da vegetação nativa. A queda apresentada a partir de 2040 se deve ao fim do desmatamento no bioma Pampas já que, com a projeção utilizada (média de desmatamento entre 2002 e 2010), toda a vegetação nativa é convertida até 2045 e, dessa forma, o modelo não encontra mais áreas a serem desmatadas.

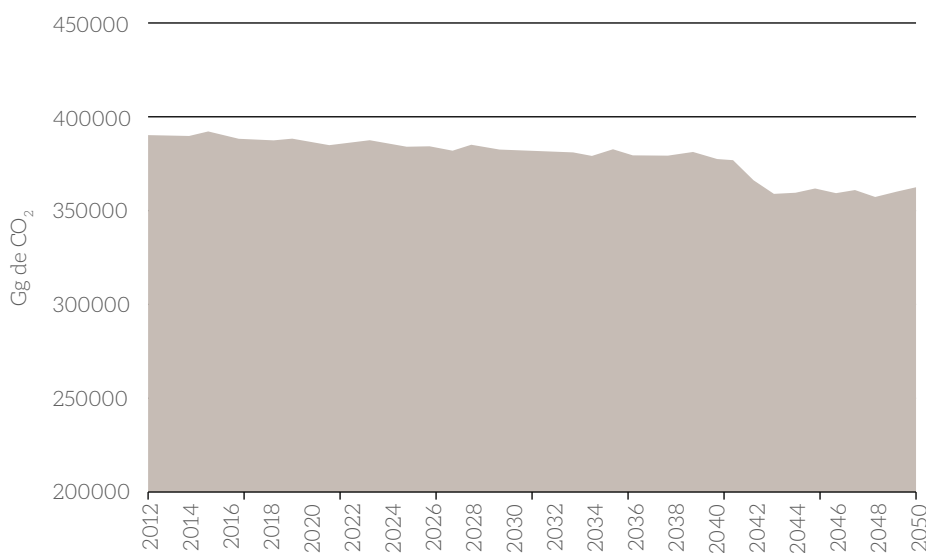


Figura 56 – Emissões de CO₂ por Desmatamento no Cenário REF

Por sua vez, a maior fonte de remoção de CO₂ (representado em valores negativos) pela biomassa é a recomposição da vegetação nativa, que apresenta valores crescentes de sequestro de CO₂ devido ao incremento anual de áreas adotando a recomposição e à contínua acumulação de carbono nas áreas em regeneração. Assim, no ano de 2050, tem-se 74 mil Gg de remoção de CO₂, sendo o sequestro acumulado para todo o período de 1.762 mil Gg de CO₂ (Figura 57).

Impende destacar, pelos motivos anteriormente citados, que se optou por desconsiderar remoções de CO₂ por unidades de conservação e terras indígenas.

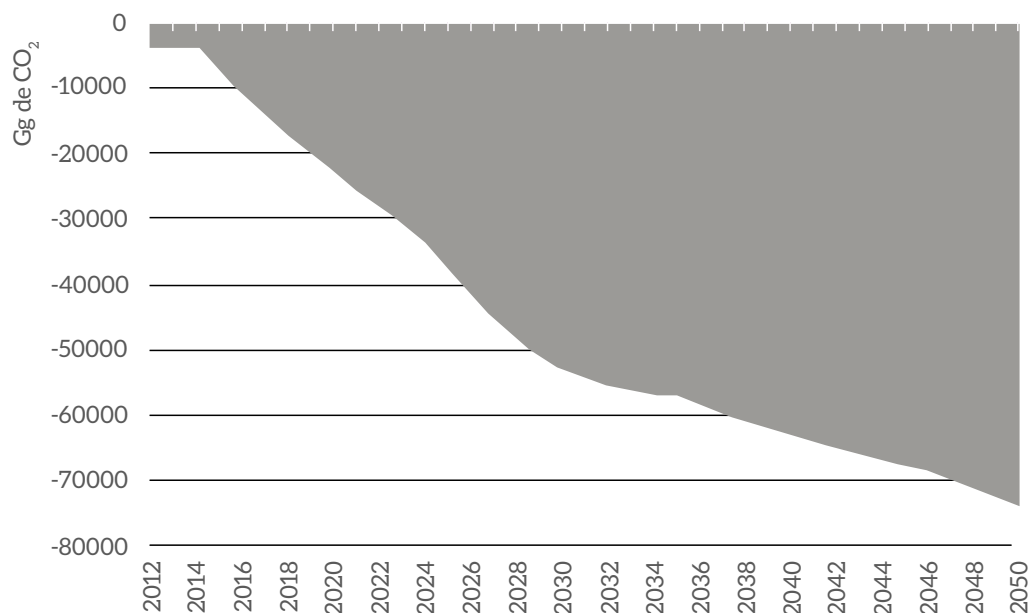


Figura 57 – Remoções de CO₂ por Recomposição da Vegetação Nativa no Cenário REF

Além dessas transições de uso da terra, a expansão das florestas plantadas e as áreas de cultivos agrícolas são fontes significativas de fluxo de CO₂. Essas alterações no uso da terra geram, em média, a remoção de 34.000 Gg de CO₂ e a emissão de 6.000 Gg de CO₂, respectivamente, em decorrência da ampliação da silvicultura e da agricultura, em substituição às áreas de pastagens.

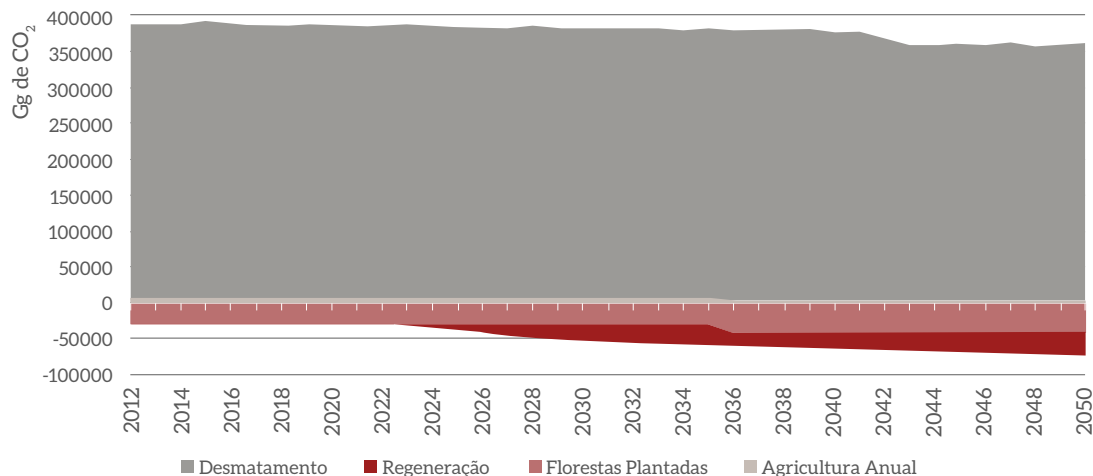


Figura 58 – Emissões e Remoções de CO₂ por Desmatamento, Recomposição da Vegetação Nativa e Expansão da Agricultura e Silvicultura no Cenário REF

Portanto, ao considerar o balanço de todas as mudanças de uso da terra (emissões e remoções) pela biomassa, tem-se emissão de aproximadamente 342.000 Gg de CO₂, em 2012, 231.000 Gg de CO₂, em 2050.

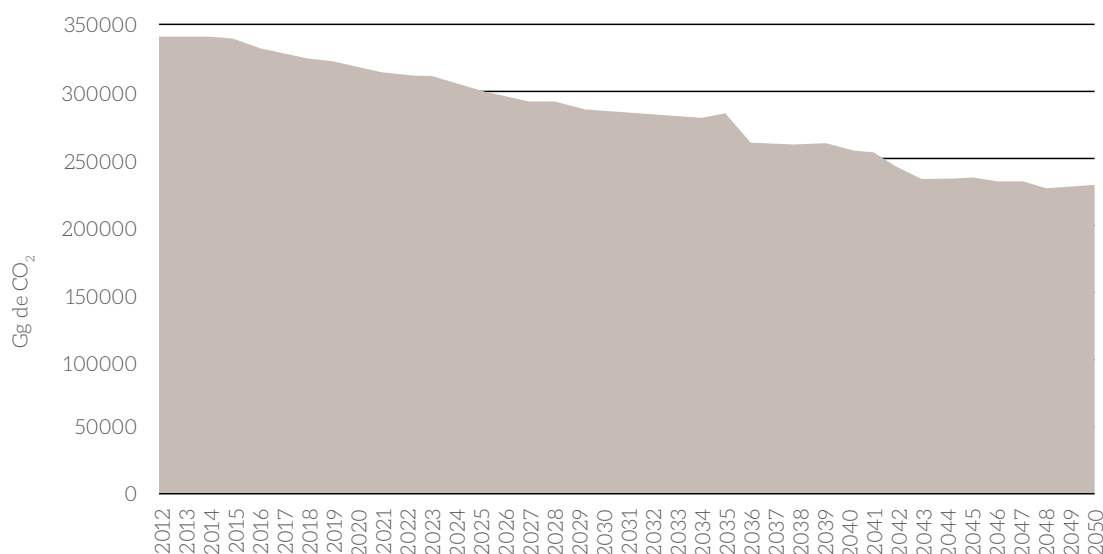


Figura 59 – Balanço Total de Emissões de CO₂ da Biomassa por Mudanças de Uso da Terra no Cenário REF

3.2.5.2 SOLOS

Além das mudanças no estoque de carbono da biomassa, as mudanças de uso da terra promovem alterações nos estoques de carbono dos solos. Considerando as premissas do cenário REF, o balanço das transições de uso da terra (emissões e remoções) resultou em sequestro de carbono pelos solos durante todo o período de estudo. Na Figura 60, observa-se o sequestro crescente de 2012 até 2034, quando foram removidos 24.800 Gg de CO₂. Esse comportamento é observado já que, de acordo com a metodologia utilizada, as áreas que sofrem alteração de cobertura e/ou manejo permanecem perdendo ou acumulando carbono por 20 anos, até que ocorre certa estabilização do estoque, chegando, em 2050, com a remoção de 23.400 Gg de CO₂.

A transição que mais ocasionou emissões de CO₂ pelos solos foi a expansão das áreas agrícolas sob áreas de pastagens (Figura 61). As áreas de agricultura têm um fator de mudança menor que as áreas de pasto. Dessa forma, quando essa alteração acontece, o solo perde carbono, emitindo-o para a atmosfera. Observa-se um pico de emissões em 2036 (41.700 Gg de CO₂), seguido por uma queda até 2050 (já que no período 2035-2050 ocorrem menos transições), em que as emissões foram de 26.500 Gg de CO₂.

A maior fonte de remoções de CO₂ pelos solos foi a recuperação de pastagens degradadas, que chegou a sequestrar 56.800 Gg de CO₂, em 2034, e 49.000 Gg de CO₂, em 2050 (Figura 62).

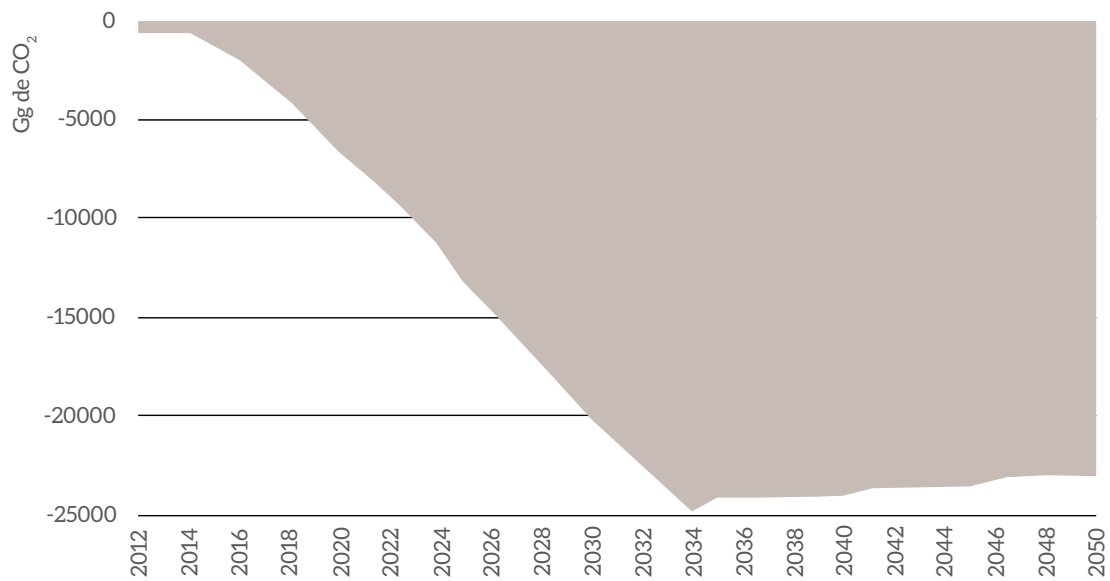


Figura 60 – Balanço Total de Emissões de CO₂ dos Solos por Mudanças de Uso da Terra no Cenário REF

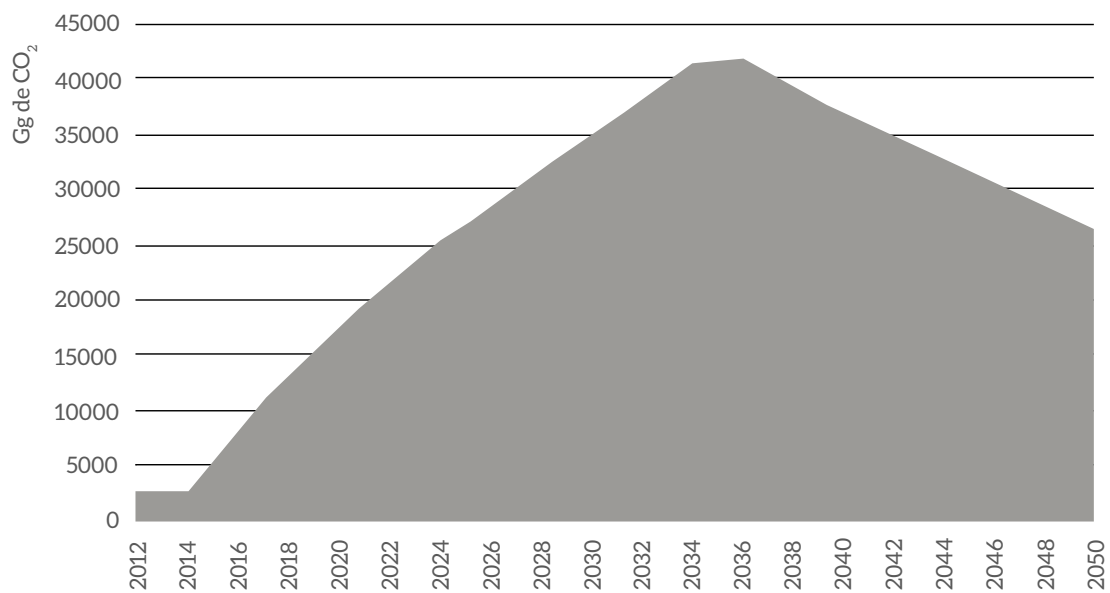


Figura 61 – Emissões de CO₂ dos Solos por Expansão das Áreas Agrícolas no Cenário REF

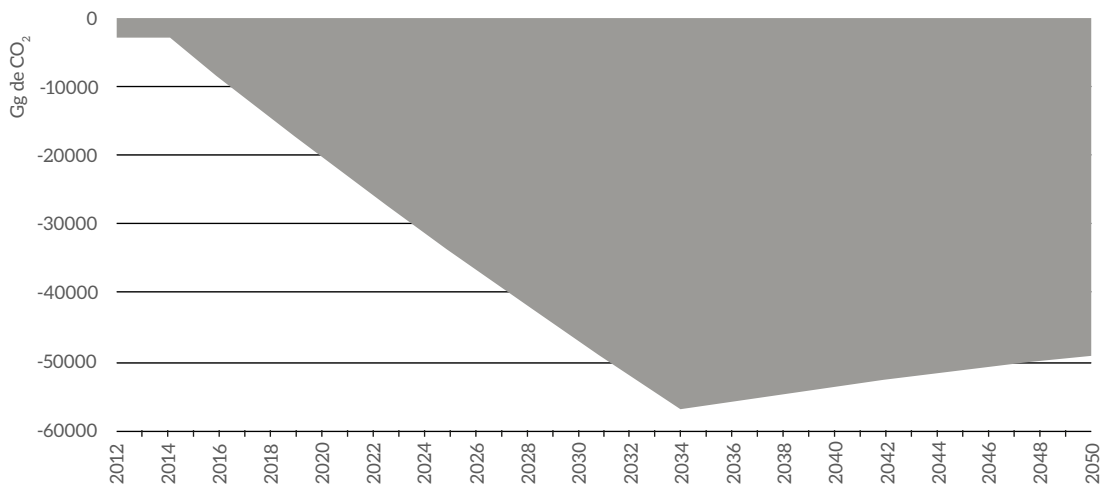


Figura 62 – Remoções de CO₂ pelos Solos por Recuperação das Pastagens Degradadas no Cenário REF

3.2.5.3 BALANÇO DE EMISSÕES POR MUDANÇAS NO USO DA TERRA

A partir do balanço das emissões e remoções pela biomassa e pelos solos, verifica-se que as transições de uso da terra, no cenário REF, geraram emissões de 341.000 Gg de CO₂ em 2012, com redução contínua desse valor até 208.000 Gg de CO₂, emitidas em 2050. Esse comportamento decorreu, principalmente, da diminuição das emissões pelo desmatamento e aumento das remoções pela regeneração e expansão de florestas plantadas.

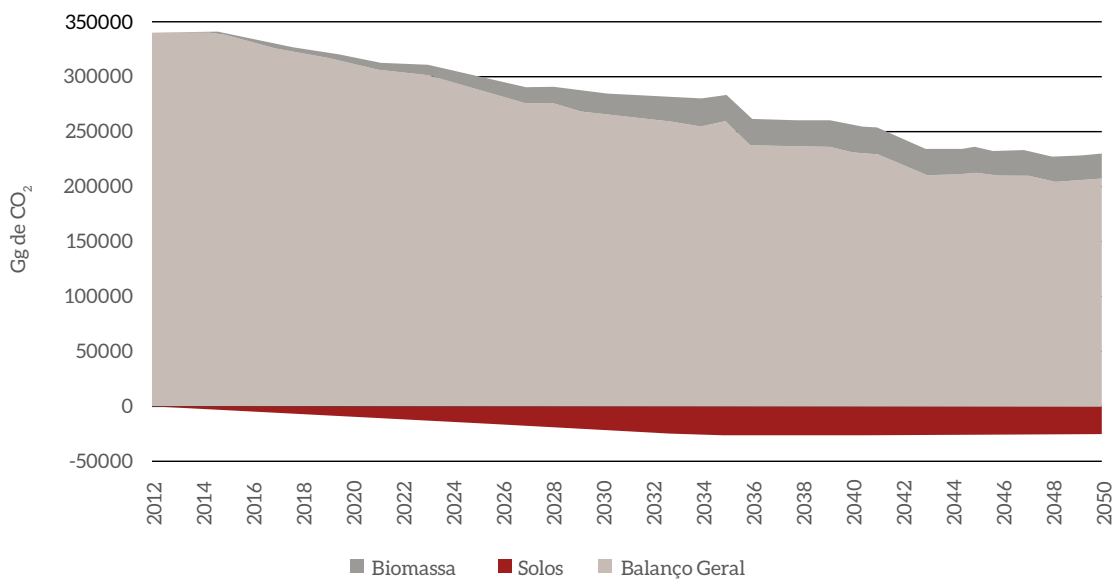


Figura 63 – Balanço das Emissões de CO₂ pela Biomassa e Remoções pelos Solos na REF

3.2.5.4 USO DE CALCÁRIO NOS SOLOS

Além das emissões por alteração nos estoques de carbono no solo e biomassa, nas emissões por mudanças de uso da terra, são reportadas as provenientes da adição de calcário aos solos.

Pode-se observar aumento das emissões por essa fonte ao longo de todo o período de estudo, partindo de 14.500 Gg de CH₄, em 2012, e chegando a 26.600 Gg de CH₄, em 2050, ou seja, crescimento de 85% no período (Figura 64).

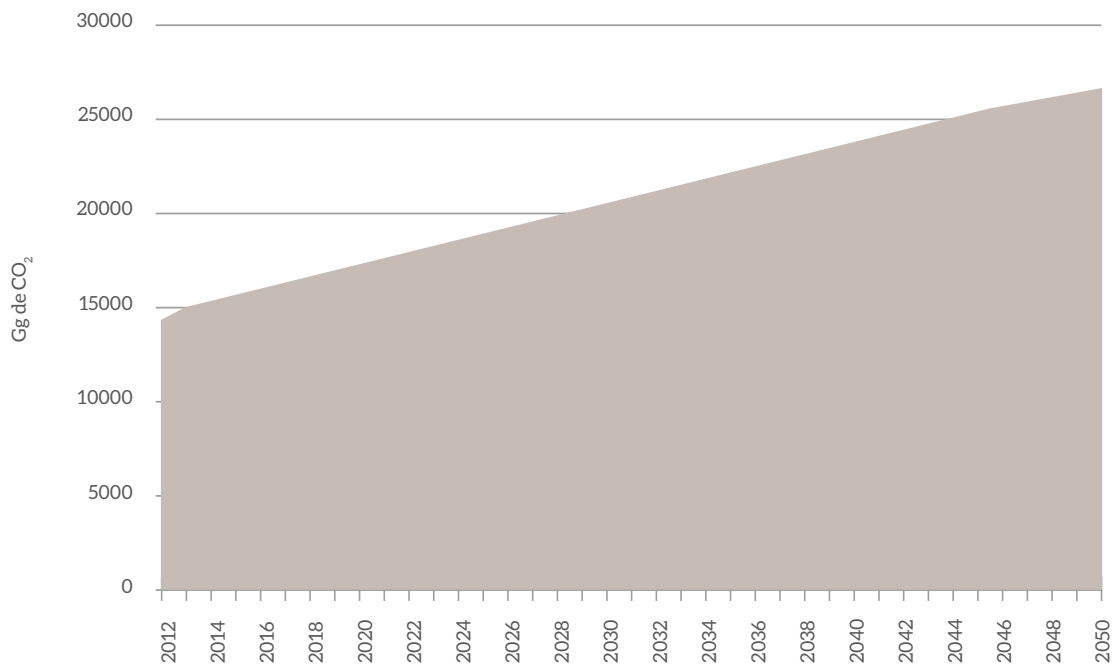


Figura 64 – Emissões de CO₂ pela Adição de Calcário aos Solos na REF

3.2.6 EMISSÕES LIQUIDAS TOTAIS DO SETOR DE AFOLU

Todas as emissões mencionadas nas seções 3.2.1, 3.2.2, 3.2.3, 3.2.3.4 e 3.2.3.5 estão convertidas em emissões de CO₂e, conforme métrica GWP 100-AR5, e resumidas no Anexo 7. As figuras a seguir mostram a evolução dessas emissões ao longo do período de projeção do estudo.

As emissões da agricultura partem de 145.000 Gg de CO₂e, em 2012, e chegam a 284.000 Gg de CO₂e, em 2050, o que representa aumento de 96% das emissões de GEE no período. Em grande parte, esse incremento deriva da perspectiva de evolução de produção de biocombustíveis, portanto, associados, principalmente, ao cultivo da soja e da cana-de-açúcar.

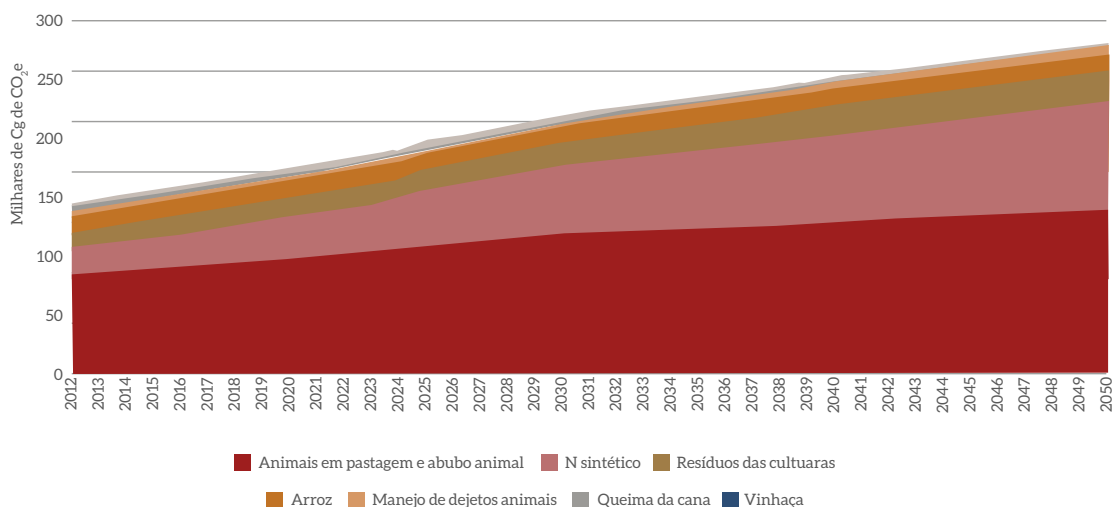


Figura 65 – Emissões da Agricultura em Milhares de Gg de CO₂e segundo as Projeções da REF

As emissões da pecuária partem de 285.000 Gg de CO₂e, em 2012, e chegam a 389.000 Gg de CO₂e, em 2050, o que representa aumento de 36% das emissões de GEE no período (Figura 66).

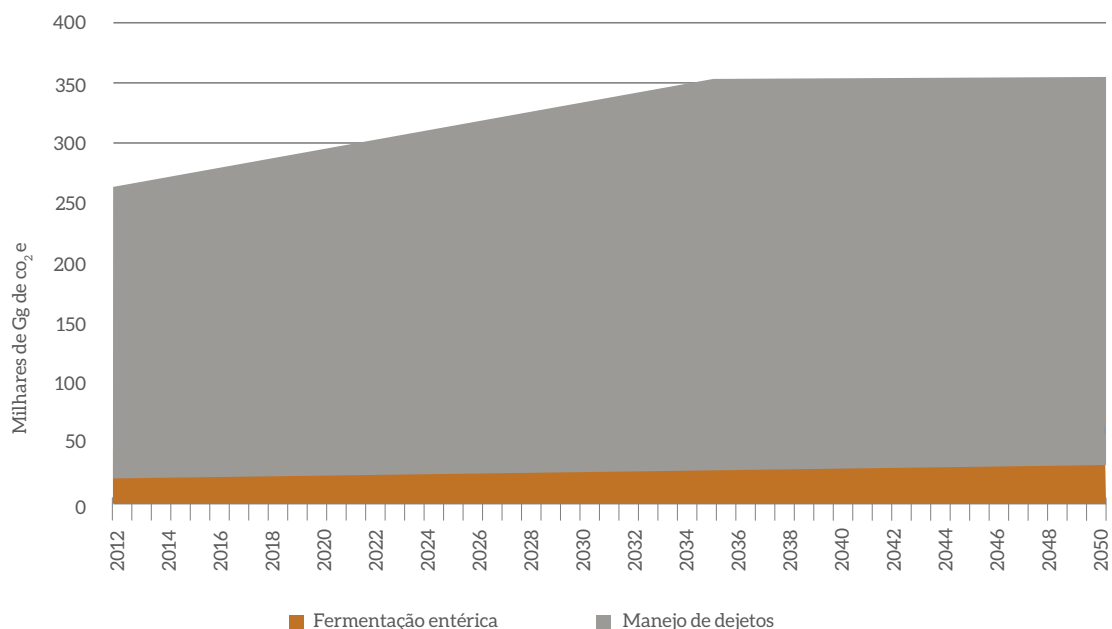


Figura 66 – Emissões da Pecuária em Milhares de Gg de CO₂e segundo as Projeções da REF

Portanto, as emissões totais do setor, contabilizando as emissões da agricultura, pecuária e mudanças de uso da terra, somam aproximadamente 786.000 Gg de CO₂e, em 2012, e 918.000 mil Gg de CO₂e, em 2050, o que representa aumento de 17% no período. O principal responsável por esse aumento é o subsetor da agropecuária, já que o setor de mudanças de uso da terra tem suas emissões de GEE diminuídas ao longo do período estudado (Tabela 56).

Tabela 56 – Emissões Anuais do Setor e Seus Subsetores, em Gg de CO₂e, no Cenário REF

Emissões anuais (GgCO ₂ e)									
Cenário Referência (GgCO ₂ e)	2012	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Mudanças de uso do solo (a)	355.480	354.612	330.176	307.690	287.232	282.948	257.824	239.155	234.814
Agropecuária (b)	429.889	454.234	494.599	539.134	582.304	619.385	637.964	654.263	669.718
Fermentação entérica	264.730	276.580	296.330	316.080	335.831	355.581	356.112	356.643	357.175
Manejo de dejetos animais (CH ₄)	21.158	22.125	23.736	25.346	26.957	28.568	29.776	30.984	32.192
Arroz	13.469	13.372	13.330	13.301	13.261	13.228	13.270	13.294	13.302
Queima de resíduos	4.901	5.839	5.375	4.689	3.748	2.999	2.186	1.176	–
Solos agrícolas (diretas e indiretas)	125.631	136.318	155.828	179.717	202.508	219.009	236.620	252.166	267.049
Fertilizantes sintéticos	24.441	29.527	37.794	48.752	57.240	65.641	75.204	82.806	89.917
Resíduos agrícolas	11.881	14.027	16.102	18.369	20.698	22.897	24.990	26.964	28.781
Vinhaça	1.856	1.778	1.341	1.403	1.528	1.799	2.101	2.256	2.251
Animais em pastagem e adubo animal	837.83	871.46	963.88	106.581	117.985	123.188	128.381	133.699	139.119
Manejo de dejetos animais (N ₂ O)	3.671	3.840	4.203	4.612	5.057	5.484	5.944	6.441	6.981
Total (a+b)	785.368	808.845	824.774	846.823	869.536	902.333	895.788	893.418	904.532

3.2.7 EMISSÕES PELO CONSUMO ENERGÉTICO DO SETOR AGROPECUÁRIO

Como mencionado na subseção 3.1.5, as emissões de GEE decorrentes do consumo de energia pelo setor agropecuário são contabilizadas para fins de integração dos cenários elaborados no projeto, junto com o sistema energético, que compreende os seguintes setores: industrial, energético, transportes, edificações e gestão de resíduos. Todavia, o desenvolvimento deste estudo é reportado neste relatório em virtude de as projeções terem sido desenvolvidas pela equipe técnica de Afolu e fazerem parte da demanda energética requerida para a produção do setor agropecuário.

Para projetar as emissões de GEE, foram utilizados os fatores de emissão por combustíveis, conforme determinado pela TCN (BRASIL, 2016), que usa, em sua maioria, valores especificados pelo IPCC (IPCC, 2006). Utiliza-se, para cada combustível, o fator de emissão apropriado para cada atividade, resumidas na Tabela 57.

Tabela 57 – Fatores de Emissão de GEE por Combustível (kg/TJ)

Combustível	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Atividade
Lenha	112.000	300	4	Fontes estacionárias
Diesel	74.100	10	0,6	Máquinas agrícolas
Biodiesel	70.800	10	0,6	Máquinas agrícolas
GLP	63.100	5	0,1	Fontes estacionárias

Fonte: IPCC, 2006

A conversão para CO₂e é feita de acordo com os valores de GWP, conforme definidos no AR5 (IPCC, 2014), seguindo instruções da TCN (BRASIL, 2016), e estão relatados na Tabela 58.

Tabela 58 – Fatores de Conversão para GWP

CO ₂	CH ₄	N ₂ O
1	28	265

Fonte: BRASIL, 2016

O uso da eletricidade não causa emissões diretas de GEE, mas as emissões indiretas devem ser contabilizadas de acordo com o fator de emissão do *grid*. Este fator pode ser calculado de acordo com a margem de operação ou a margem de construção e varia muito de ano para ano no Brasil devido à variabilidade da geração hidrelétrica, dependendo do regime de chuvas (MCTI, 2015), como mostra a Tabela 59. A média dos últimos nove anos é de 0,423 tCO₂ por MWh de eletricidade gerada.

Tabela 59 – Fator de Emissão Anual do Grid Brasileiro em kgCO₂/MWh

2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Média
32,3	29,3	48,4	24,6	51,2	29,2	65,3	96	135,5	56,9

Fonte: MCTI, 2015

As projeções do fator emissão do *grid* até 2050 no cenário REF é dado pelo relatório de análise integrada do presente estudo (ROCHEDO et al., 2015) e resumido na Tabela 60.

Tabela 60 – Projeção do Fator de Emissão do Grid Brasileiro (tCO₂e/GWh)

2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
80,10	49,20	46,80	90,60	99,30	133,30	192,00	252,50

Fonte: ROCHEDO et al., 2015

Multiplicando-se os valores de consumo de energia obtidos nos capítulos anteriores, obtêm-se as emissões diretas de GEE do setor agropecuário brasileiro. Porém, as emissões causadas pela combustão de biomassa são compensadas pela captura do carbono na fase de crescimento da biomassa, o que leva a emissão zero pela queima da lenha.

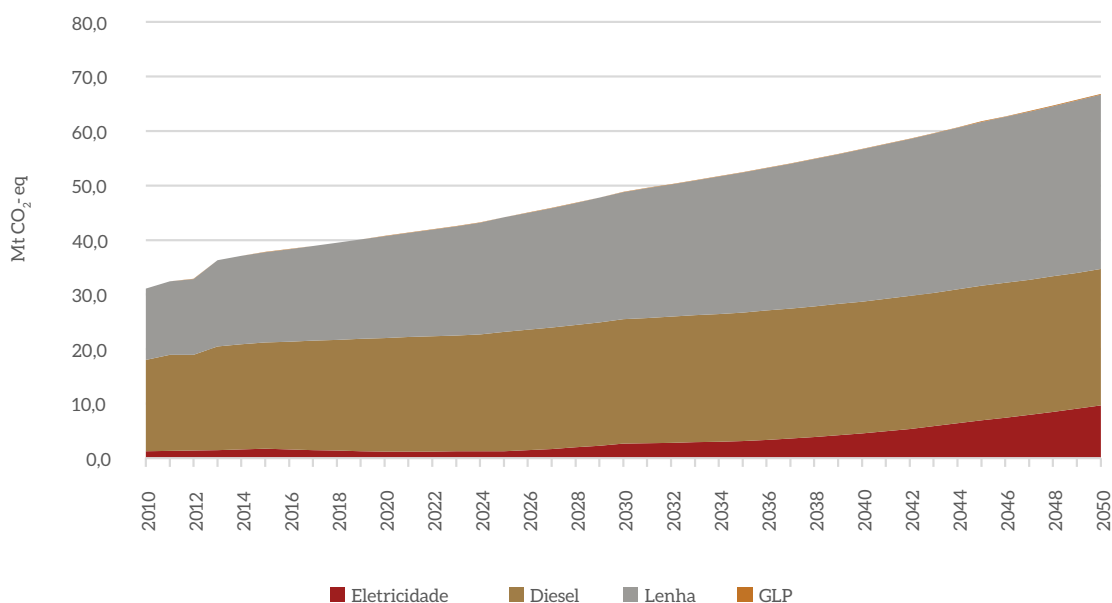


Figura 67 – Projeção das Emissões de GEE do Setor Agropecuário Brasileiro (Mt CO₂e)

Portanto, apenas as emissões fósseis diretas devem ser alocadas ao setor, excluindo-se as emissões por queima de lenha. As emissões fósseis por uso de energia do setor agropecuário brasileiro, calculadas de acordo com a metodologia descrita acima, são resumidas na Tabela 61.

Tabela 61 – Projeção das Emissões de GEE Decorrentes do Consumo de Energia no Setor Agropecuário Brasileiro (MtCO₂e)

	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Diesel	19,5	20,8	21,9	22,8	23,6	24,2	24,7	25,0
GLP	0,04	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	0,09	0,11
Eletricidade	1,6	1,3	1,3	2,3	3,1	4,2	6,5	9,2
Total	21,3	22,1	23,2	25,5	26,8	28,8	31,7	34,8

As emissões do setor agropecuário aumentam de 21,2, em 2010, para 34,3 MtCO₂e, em 2050, no cenário REF, o que representa aumento de 62% no período. As emissões causadas pelo aumento na demanda de diesel e eletricidade representam 99% do aumento das emissões totais em termos absolutos, com aumentos de 5,5 e 13,5 MtCO₂e, respectivamente. Porém, em termos relativos, a eletricidade aumenta muito sua participação nas emissões do setor – de 8%, em 2010, para 59%, em 2050 –, enquanto o diesel diminui a sua participação de 92%, em 2010, para 40%, em 2050. Nota-se, portanto, que o consumo de eletricidade se torna a principal fonte de emissões do setor. Isso é causado não só pelo aumento no consumo de eletricidade no setor agropecuário, mas também pelo forte aumento do fator de emissão do *grid* brasileiro no cenário REF, conforme relatado no relatório de análise integrada do presente estudo.



Cenário de baixo carbono para as emissões de GEE do setor de Afolu

Capítulo

4

4 CENÁRIO DE BAIXO CARBONO PARA AS EMISSÕES DE GEE DO SETOR DE AFOLU

Neste capítulo, é construído o cenário de baixo carbono (cenário BC) do setor de Afolu. Trata-se de um cenário alternativo à evolução referencial do setor, a qual teve seu *storyline* descrito no capítulo 3.

O cenário BC inclui medidas de mitigação tecnicamente possíveis de serem implementadas, considerando a transição para práticas setoriais de menor intensidade de carbono. Considera-se a expansão de atividades de baixo carbono em relação ao cenário referencial, como também a implementação de novas práticas. Portanto, trata-se de um cenário de transição para uma economia de baixo carbono que perpassa os instrumentos de política pública implementados. Para proposição das opções de mitigação, foi feita uma pesquisa do setor para avaliar as estratégias disponíveis quanto ao seu potencial e custos de mitigação de emissões de GEE.

Inicialmente, ter-se-á uma visão do potencial técnico de redução de emissões do setor, a partir do qual serão mensurados custos de abatimento que permitirão aferir a viabilidade econômica das atividades de baixo carbono propostas. Não se trata, portanto, de uma visão dos impactos econômicos da implementação das medidas, os quais são modelados pela Fipe/USP a partir dos cenários de baixo carbono construídos intersetorialmente.

Assim como no cenário REF, a elaboração do cenário BC dependeu e/ou fez interseção com o cenário macroeconômico elaborado para fins do projeto, bem como projeções dos demais setores abrangidos pelo projeto. No caso do cenário de crescimento econômico, inicialmente foram adotadas as mesmas taxas constantes da Tabela 17.⁴⁷ Da mesma maneira, foi mantida coerência em relação à projeção de aspectos que influenciam as análises de outros usos e manejo da terra dentro do próprio setor Afolu.

Finalmente, por se constituir como cenário alternativo, baseado em mudança de trajetória das atividades econômicas do setor, suas projeções carregam grande grau de incerteza, em particular no que se refere às diversas barreiras e benefícios relacionados à adoção das estratégias de mitigação. Esses aspectos justificam uma análise detalhada, a ser realizada no capítulo 5, acerca dos instrumentos de política pública desejáveis para superar barreiras à implementação, potencializando os benefícios da implementação de atividades de baixo carbono no setor.

⁴⁷ Partiu-se das mesmas taxas de crescimento de econômico para, partindo disso, serem realizados os procedimentos iterativos de convergência da modelagem setorial e da modelagem econômica.

A seguir, são apresentados os pressupostos para elaboração do cenário, as projeções em termos de produção e emissões de GEE, assim como custos de abatimento associados à implementação das medidas para agricultura, pecuária, florestas plantadas e mudanças no uso da terra.

4.1 PRESSUPOSTOS E PROJEÇÕES DO CENÁRIO DE BAIXO CARBONO

Os pressupostos do cenário BC serão apresentados apenas para os aspectos que se diferenciam do cenário REF. Dessa forma, as projeções mantidas entre os cenários deverão ser consultadas no capítulo 3.

4.1.1 AGRICULTURA

4.1.1.1 PRODUÇÃO AGRÍCOLA E ÁREA OCUPADA

À exceção da cana-de-açúcar, as projeções de produção e área cultivada e ocupada dos cultivos do cenário BC são idênticas às do cenário REF. A construção integrada dos cenários entre os setores (Afolu, energia, transportes, indústria e gestão de resíduos) não indicou demanda adicional ou de redução de produção dos outros produtos, que, dessa forma, tiveram as estimativas mantidas.

No entanto, as projeções de produção de etanol, para o cenário BC, fornecidas pelo setor de transportes, apontaram a necessidade de uma produção 10% maior de cana-de-açúcar em relação ao cenário REF. Foi constatado, por meio de análises espaciais, que o nível de expansão dessa cultura é viável. É importante destacar que as projeções de produtividade foram mantidas as mesmas do cenário REF.

4.1.1.2 SISTEMAS DE MANEJO

Para o presente cenário, foram propostas estratégias de mitigação, tendo em vista, além do possível potencial de mitigação e de GEE, as vantagens em termos de produtividade e, por consequência, os ganhos econômicos que esses tipos de manejo podem proporcionar. No cenário BC, propõe-se, enquanto prática com potencial de mitigar emissões de GEE, o aumento da área com sistemas conservacionistas, quais sejam, plantio direto e sistemas integrados.

No cenário REF, projetou-se que 80% da área com as principais culturas anuais (soja, milho, algodão, arroz, feijão e trigo) fossem manejadas por meio de sistemas conservacionistas, como sistema de plantio direto (SPD) ou sistemas integrados (integração lavoura-pecuária e lavoura-pecuária-floresta). Por sua vez, no cenário de BC, foi mantido o pressuposto de que a parte agrícola dos sistemas integrados é manejada por meio do uso do plantio direto, ou seja, esses dois sistemas se sobrepõem. Além disso, o percentual médio de participação dos sistemas conservacionistas foi aumentado para 90%.

4.1.1.2.1 SISTEMAS INTEGRADOS

Aqui se denominam sistemas integrados (SI) as principais modalidades de sistemas que integram atividades agrícolas, pecuárias e florestais simultaneamente, a saber: integração lavoura-pecuária (agropastoril) e integração lavoura-pecuária-floresta (agrossilvipastoril).

A integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) é uma estratégia de produção sustentável que integra atividades agrícolas, pecuárias e/ou florestais realizadas na mesma área, em cultivo consorciado, em sucessão ou rotacionado, e busca efeitos sinérgicos entre os componentes do agroecossistema. Os sistemas agroflorestais (SAF) são descritos como sistemas de uso e ocupação do solo em que plantas lenhosas perenes são manejadas em associação com plantas herbáceas, arbustivas, arbóreas, culturas agrícolas e forrageiras, em uma mesma unidade de manejo, de acordo com arranjo espacial e temporal, com alta diversidade de espécies e interações desses componentes.

ILPF e SAF contribuem para recuperação de áreas degradadas, manutenção e reconstituição da cobertura florestal, promoção e geração de emprego e renda, adoção de boas práticas agropecuárias, melhoria das condições sociais, adequação da unidade produtiva à legislação ambiental e valorização de serviços ambientais oferecidos pelos agroecossistemas, como: a) conservação dos recursos hídricos e edáficos; b) abrigo para os agentes polinizadores e de controle natural de insetos-pragas e doenças; c) fixação de carbono e nitrogênio; d) redução da emissão de GEE; e) reciclagem de nutrientes; f) biorremediação do solo; f) manutenção e uso sustentável da biodiversidade (BRASIL, 2012).

Os sistemas integrados de produção (ILP, ILPF) têm sido apontados como importantes opções para acumular C no solo. Carvalho et al. (2010) observaram que o sistema ILP pode acumular entre 0,82 e 2,58 Mg de C/ha/ano. Já Salton et al. (2011) encontraram dados de acúmulo de 0,58 e 0,80 Mg de C/ha/ano, mas também de redução da ordem de 0,75 Mg de C/ha/ano. Maia et al. (2013) ajustaram os dados disponíveis para 20 anos após a adoção do ILP e para a camada de 0-30 cm e observaram aumento do estoque de C de 0,28 Mg/ha/ano, após ser convertido do sistema de plantio direto. Na conversão de pastagens degradadas para sistemas de ILP e ILPF, o aumento do estoque de C pode ser bem superior, com o valor médio de 1,5 Mg de C/ha/ano (OBSERVATÓRIO ABC, 2015).

Diante da crescente adoção dos sistemas integrados de produção (integração lavoura-pecuária, lavoura-pecuária-floresta, pecuária-floresta e sistemas agroflorestais), assumiu-se para o cenário BC que esses sistemas deverão continuar crescendo, porém além da manutenção do que foi considerado no cenário REF. Portanto, para o período de 2012 a 2020, continuou-se com a adoção do incremento de área anual de implementação dos sistemas integrados do Plano ABC, em uma média de 400 mil hectares/ano, enquanto para o restante do período, 2021 a 2050, se optou por adotar metade desse incremento, 200 mil hectares/ano. Essa é uma medida de mitigação transversal que se relaciona com as estratégias da agricultura e com o conjunto de medidas que compõem a estratégia de mitigação da pecuária, como será exposto na subseção 4.1.2.1.

4.1.1.2.2 PLANTIO DIRETO

O sistema plantio direto (SPD) consiste em uma série de técnicas destinadas à exploração de sistemas agrícolas produtivos, compreendendo mobilização de solo apenas na linha ou cova de semeadura, manutenção permanente da cobertura do solo, diversificação de espécies (rotação de culturas) e minimização ou supressão do intervalo de tempo entre colheita e semeadura. O sistema deve estar associado à agricultura conservacionista, visando contribuir para a conservação do solo e da água; aumento da eficiência da adubação; incremento do conteúdo de matéria orgânica do solo; aumento na relação benefício/custo; redução do consumo de energia fóssil e do uso de agrotóxicos; mitigação da emissão de GEE; e contribuição para o aumento da resiliência do solo (BRASIL, 2012).

O SPD fundamenta-se, portanto, em três princípios básicos, que são: redução ou eliminação do revolvimento do solo com implementos, cobertura permanente do solo e rotação de culturas (SALTON et al., 1998). Outros princípios são também importantes no SPD, por exemplo, adição de palhada ao solo em quantidade, qualidade e frequência compatíveis com a demanda biológica (consumo e decomposição) do solo; implementação do processo colher-semear; uso de insumos de forma precisa; e controle do tráfego de máquinas e equipamentos agrícolas (MAPA, 2012b).

Dentre os princípios citados, é importante destacar que, no SPD, a movimentação de solo deve ocorrer somente na linha de semeadura e que a rotação de culturas tem por objetivo a diversificação do sistema, visando à ampliação da biodiversidade, mediante o cultivo de múltiplas espécies. Entende-se por rotação de culturas a alternância em um mesmo local de diferentes culturas, obedecendo a uma sequência lógica e regular (SOUZA et al., 2012).

Nesse sistema, o solo não é revolvido e recebe maiores aportes de carbono por meio dos resíduos da colheita anterior, que não são retirados, acumulando, assim, mais carbono (SIX et al., 2002). Apesar de ainda serem discutíveis os reais benefícios do sequestro de carbono na adoção do sistema de plantio direto, quando se analisa o perfil dos solos em maior profundidade (POWLSON et al., 2011), a maioria das publicações relata, a partir da adoção desse sistema, ganhos de carbono na camada superficial do solo (BODDEY et al., 2012). As taxas de acumulação de carbono no solo, a partir da adoção do plantio direto, variam muito de acordo com diferentes regiões, tipos de solo e sistemas de rotação de cultivos (ZINN et al., 2005; CONCEIÇÃO et al., 2013). Esses valores podem chegar a médias entre 0,48 toneladas de carbono por hectare por ano (Mg de C/ha/ano) e 0,88, de acordo com pesquisas feitas na região Sul do Brasil, e entre 0,29 a 1 Mg de C/ha/ano, em estudos feitos na região Centro-Oeste (BERNOUX et al., 2001; BAYER et al., 2006; BATLLE-BAYER et al., 2010; LAL et al., 2006; MAIA et al., 2013).

Assim como no cenário referencial, a partir da área definida para os sistemas integrados, calculou-se a adoção de plantio direto, como medida de mitigação, em sistemas somente de agricultura, de forma que as áreas dos dois tipos de manejos somados atinjam os 90% de adoção de sistemas conservacionistas (em áreas de soja, milho, algodão, arroz, feijão e trigo).

4.1.1.2.3 FIXAÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO

A fixação biológica de nitrogênio (FBN) é um processo biológico mediado por procariotos (bactérias) que apresentam complexo enzimático denominado nitrogenase. Nele, ocorre a transformação do nitrogênio do ar (N_2) – forma quimicamente estável do nitrogênio (N) – em estruturas assimiláveis por outros organismos, especialmente os vegetais. Apesar de o N_2 representar 78% da composição atmosférica, sua disponibilidade em formas assimiláveis aos organismos vivos é um dos fatores mais limitantes do planeta (MAPA, 2012b).

Na agricultura, a FBN é explorada há séculos, mas apenas há algumas décadas a tecnologia foi comercialmente dominada e hoje se encontra disponível para muitas culturas, como soja, feijão e milho, na forma de inoculantes. Um exemplo marcante no que se refere à FBN é o caso da cultura de soja no Brasil, que tem cultivo realizado basicamente sem necessidade de adubação nitrogenada mineral, ou seja, a FBN tem sido capaz de suprir toda a demanda de nitrogênio da soja.

Existem importantes diferenças na FBN em plantas leguminosas (soja e feijão, por exemplo) e gramíneas (como milho e arroz). Nas leguminosas, ocorre a formação de estruturas radiculares conhecidas como nódulos, nos quais se dá a fixação. Nas gramíneas, a FBN é realizada por bactérias que vivem próximas às raízes ou no interior dos tecidos do vegetal. Na prática, essas peculiaridades implicam diferenças na eficiência do processo, ou seja, na quantidade de N disponibilizado às culturas. Enquanto para a maioria das leguminosas a FBN supre todo o N necessário à cultura, para as gramíneas, são esperadas contribuições mais modestas, porém diversas pesquisas vêm mostrando que a inoculação de gramíneas é economicamente viável. Atualmente, existem vários tipos de inoculantes disponíveis para diferentes culturas, por exemplo, soja, arroz, trigo, milho e feijão (MAPA, 2012b). Logo, para o cenário BC, foi definido aumento da adoção da FBN como medida de mitigação.

No cenário REF, considerou-se que o cultivo de soja, realizado no Brasil basicamente sem adubação nitrogenada sintética, utiliza a FBN em sua totalidade. Além disso, no cenário REF, estima-se que 10% do cultivo das culturas de feijão, arroz, milho e trigo são realizados com o uso de inoculantes para promover a FBN (EMBRAPA, 2015) e que a fixação média de N é de 25 kg/ha/ano (ANPII, 2013). Assim, assumiu-se, no cenário BC, que a adoção da FBN será aumentada para 30% da área cultivada com feijão, arroz, milho, trigo e cana-de-açúcar. Esse aumento foi distribuído de forma linear entre os anos de 2012 e 2050. É importante destacar que já existem no mercado opções de inoculantes para todas as culturas citadas.

4.1.1.2.4 CONSOLIDAÇÃO DOS PRESSUPOSTOS DOS SISTEMAS DE MANEJO NOS CENÁRIOS REF E BC

As estratégias de mitigação da agricultura estão resumidas na Quadro 6, comparativamente aos pressupostos adotados no cenário REF.

Quadro 6 – Pressupostos Relativos ao Manejo das Áreas Agrícolas Adotados no Cenário REF e no Cenário BC

Pressupostos		
Tipo de Manejo	Cenário REF	Cenário BC
Sistemas conservacionistas (SC)	80% da área de soja, milho, algodão, arroz, feijão e trigo	90% da área de soja, milho, algodão, arroz, feijão e trigo
Sistemas integrados (SI)	Incremento anual de 400 mil ha até 2020 e manutenção da proporção de adoção em relação à área agrícola de 2020 a 2050	Incremento anual de 400 mil ha até 2020 e de 200 mil ha de 2020 a 2050
Sistema de plantio direto (SPD)	Área complementar à de SI para alcançar 80% da área de soja, milho, algodão, arroz, feijão e trigo definida para os SC	Área complementar à de SI para alcançar 90% da área de soja, milho, algodão, arroz, feijão e trigo definida para os SC
Fixação biológica de nitrogênio	100% do cultivo de soja e 10% dos cultivos de feijão, arroz, milho e trigo	100% do cultivo de soja e 30% dos cultivos de feijão, arroz, milho, trigo e cana-de-açúcar

4.1.1.3 PROJEÇÕES

A diferença na estimativa da produção da cana-de-açúcar (Tabela 62) provocou mudanças na área colhida, assim como na demanda de insumos (calcário e adubo nitrogenado mineral) e na produção de vinhaça. A produção de cana-de-açúcar, em 2050, é de 1,35 bilhões de toneladas (Tabela 62) e ocupa 14 milhões de hectares (Tabelas 63 e 64), o que representa 1,8 milhão de hectares a mais que no cenário REF em 2050 (Figura 62).

Tabela 62 – Projeção de Produção dos Cultivos Agrícolas (ton) de Acordo com o Cenário Macroeconômico Fipe e Projeções de Demanda por Biocombustíveis da Coppe

Produção (ton)			
Cultivo	2012	2035	2050
Algodão	4.969.064	4.828.838	5.572.839
Arroz	11.549.881	18.639.066	22.674.678
Banana	6.902.184	9.802.722	12.230.960
Cacau	253.211	216.440	207.333
Café	3.037.534	4.488.653	5.420.853
Cana	721.077.287	1.178.784.819	1.359.273.925
Feijão	2.794.854	3.428.637	3.629.061
Fumo	18.012.560	25.339.711	30.676.951
Laranja	810.550	1.224.990	1.409.746
Mandioca	18.012.560	36.867.530	44.955.865
Milho	71.072.810	124.392.152	151.594.718
Soja	65.848.857	154.473.966	205.307.195
Trigo	4.418.388	9.321.743	11.294.678
Total BC	928.759.740	1.571.809.268	1.854.248.804
Total REF	928.759.740	1.464.647.012	1.730.678.447

Tabela 63 – Área Cultivada de acordo com as Projeções de Produção e Produtividade do Cenário BC

Área colhida (ton/ha)			
Cultivo	2012	2035	2050
Algodão	1.381.919	841.397	819.110
Arroz	2.413.288	2.827.417	2.952.636
Banana	685.873	528.168	541.896
Cacau	684.333	410.785	327.334
Café	2.120.080	2.292.474	2.385.142
Cana	9.705.388	13.383.875	14.056.607
Feijão	2.709.485	2.209.530	1.890.021
Fumo	410.225	486.456	494.823
Laranja	729.583	862.220	882.876
Mandioca	1.692.986	2.214.588	2.480.434
Milho	14.198.496	16.696.933	16.127.097
Soja	24.975.258	41.193.057	45.623.821
Trigo	1.912.711	2.015.806	1.947.358
Total BC	63.619.625	85.962.712	90.529.160
Total REF	63.619.625	84.745.996	89.251.287

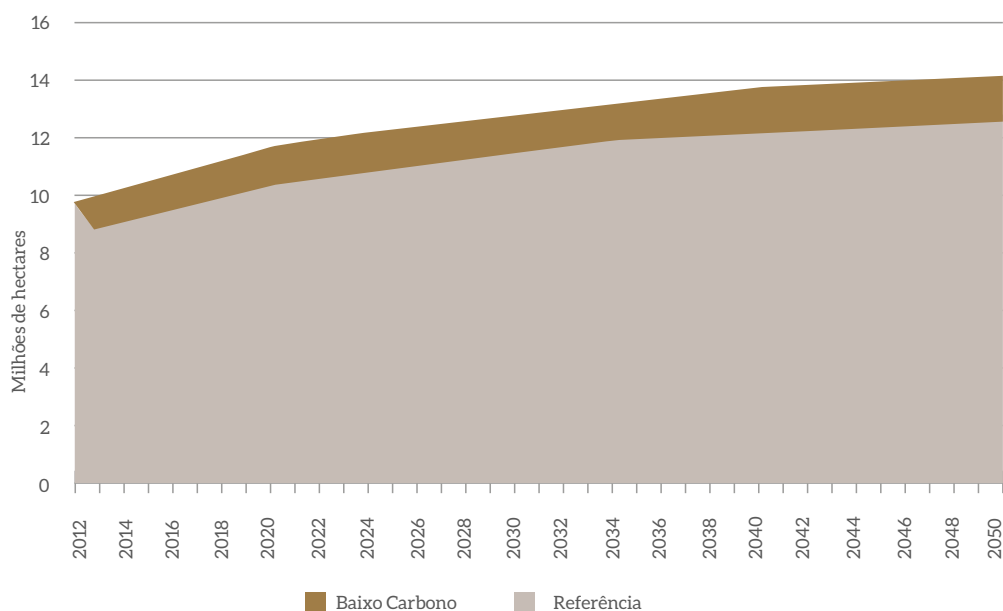


Figura 68 – Área Colhida de Cana-de-açúcar nos Cenários REF e BC

Tabela 64 – Área Ocupada de acordo com as Projeções de Área Colhida e Proporção das Safrinhas no Cenário BC

Área ocupada (ton/ha)			
Cultivo	2012	2035	2050
Algodão	1.381.919	841.397	819.110
Arroz	2.413.288	2.827.417	2.952.636
Banana	685.873	528.168	541.896
Cacau	684.333	410.785	327.334
Café	2.120.080	2.292.474	2.385.142
Cana	9.705.388	13.383.875	14.056.607
Feijão	1.573.605	1.104.765	945.010
Fumo	410.225	486.456	494.823
Laranja	729.583	862.220	882.876
Mandioca	1.692.986	2.214.588	2.480.434
Milho	6.894.804	6.678.773	6.450.839
Soja	24.975.258	41.193.057	45.623.821
Trigo	-	-	-
Total BC	51.833.074	72.823.980	77.960.532
Total REF	51.833.074	71.607.264	76.682.659

Além disso, ocorreram mudanças nos sistemas de manejo devido à expansão dos sistemas conservacionistas (sistemas integrados e plantio direto), aumento da área de recuperação de pastagens degradadas e das áreas que utilizam a FBN.

Assim, no cenário BC, as áreas agrícolas que adotam sistemas integrados (90% das áreas de soja, milho, algodão, arroz, feijão e trigo) chegam a 11,2 milhões de hectares em 2050 (Tabela 65 e Figura 69); 1,1 milhão referentes aos sistemas de ILPF e 10,1 milhões com sistema de ILP. A área de sistemas integrados no cenário BC alcança 4,6 milhões de hectares a mais do que a do cenário REF (Figura 70). Sobre esses tipos de manejo, é importante lembrar que a porção de agricultura nos sistemas integrados faz uso do plantio direto.

As áreas que adotam plantio fora dos sistemas integrados também aumentaram no cenário BC, somando 40,1 milhões de hectares em 2050, ou seja, 1,15 milhão de hectares a mais do que a do cenário REF (Figura 71).

Tabela 65 – Resumo das Áreas (ha) com Culturas Anuais Passíveis de Integrar Sistemas Conservacionistas (SPD e SI) e Projeções da Adoção de Plantio Direto e Sistemas Integrados

	2012	2035	2050
Algodão	1.381.919	841.398	819.11
Arroz	2.413.288	2.827.418	2.952.637
Feijão	1.573.605	1.104.765	945.011
Milho	6.894.804	6.678.773	6.450.839
Soja	24.975.258	41.193.058	45.623.821
Total	37.238.874	52.645.412	56.791.418
SI BC	2.000.000	8.200.000	11.200.000
SI REF	2.000.000	6.106.868	6.587.804
SPD BC	27.831.099	39.344.870	40.136.276
SPD REF	27.831.099	36.131.599	38.977.086

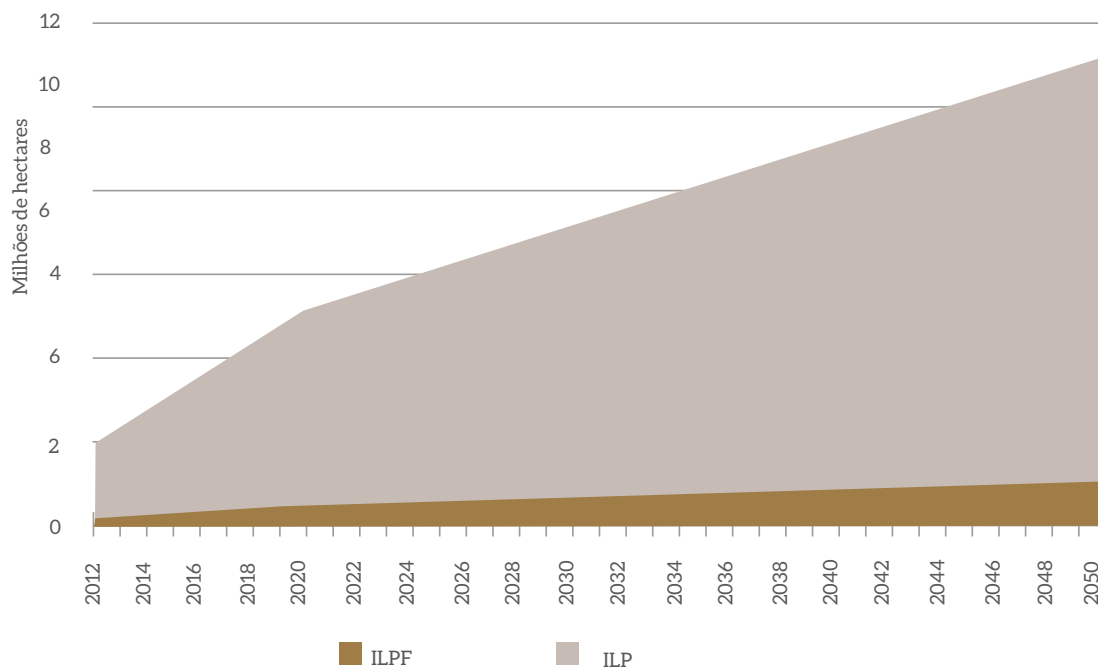


Figura 69 – Projeção de Expansão dos Sistemas Integrados no Cenário BC

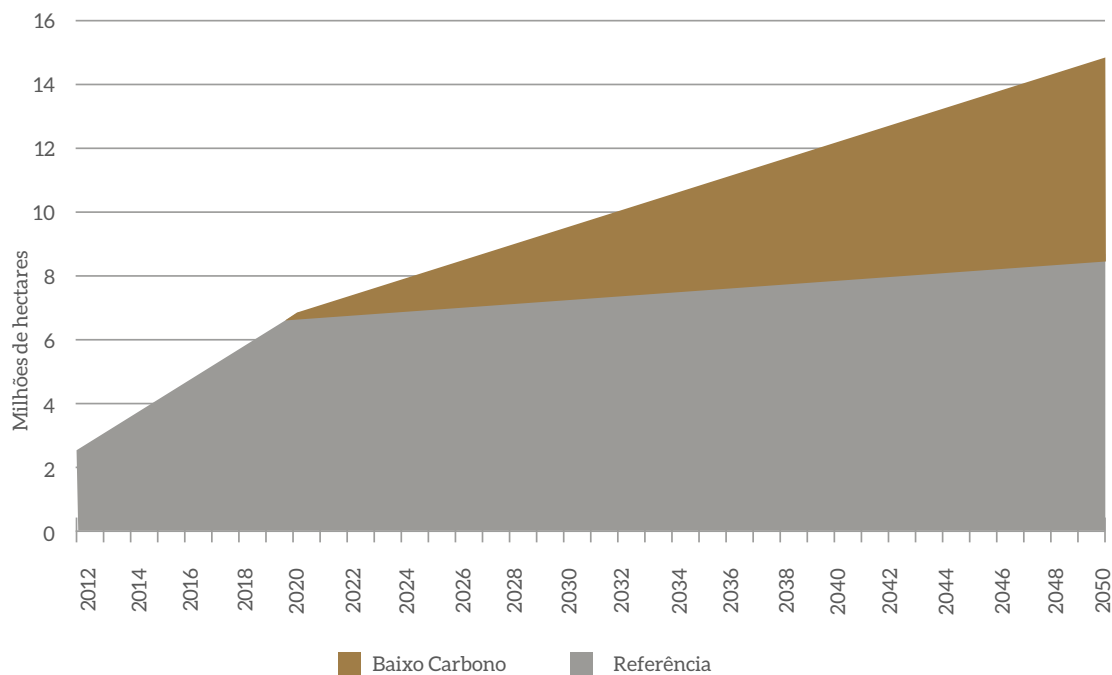


Figura 70 – Área de Sistemas Integrados nos Cenários REF e BC

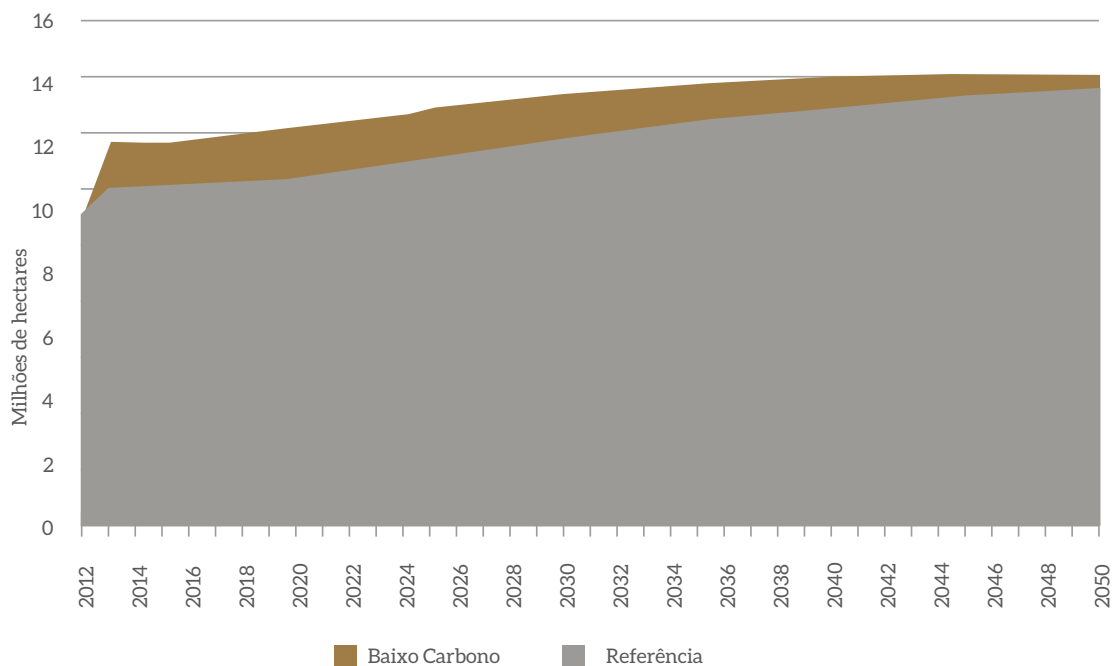


Figura 71 – Área com Plantio Direto nos Cenários REF e BC

Para a projeção das áreas de lavoura que utilizam a FBN, foi assumido que 30% dos cultivos de feijão, arroz, milho, trigo e cana-de-açúcar seriam manejados via FBN, além de todo o cultivo de soja. Assim, em 2012, 27 milhões de hectares da área agrícola fariam uso da FBN e, em 2050, 56,7 milhões de hectares, caracterizando uma expansão de 8,8 milhões de hectares em relação ao cenário REF nesse último ano (Figura 72).

Para as projeções de demanda por fertilizantes, foram consideradas as mesmas doses médias por hectare de adubo nitrogenado para cada cultura e para pastagem. Assim, foi obtida a demanda total por tipo de uso da terra (Tabela 66). O cenário BC tem maior área com cultivo de cana e pastagens recuperadas, no entanto, menor área de pastagens adubadas e a maior parte das áreas de cultivo utilizando a FBN. Assim, houve mudanças na demanda de nitrogênio que resultaram em aumento em relação ao cenário REF (Figura 73).

Estima-se, portanto, consumo de aproximadamente 12,8 milhões de toneladas de fertilizantes nitrogenados em 2050, aumento de 0,5 milhão em relação ao cenário REF. É importante ressaltar que o aporte de N via FBN (Figura 74) no cenário BC deve contribuir com a economia de 7,1 milhões de toneladas de N entre 2012 e 2050, 4,8 milhões a mais, comparado ao cenário REF. Esse aumento se deve, nesse cenário, ao fato de o cultivo de cana-de-açúcar também fazer uso desse tipo de manejo.

Tabela 66 – Resumo das Estimativas da Demanda Interna de Fertilizante Nitrogenado por Cultura Agrícola e Recuperação de Pastagens Degradadas no Cenário BC (ton de N)

Cultivo (ton de N)	2012	2035	2050
Algodão	120.918	107.278	120.818
Arroz	138.764	210.568	214.066
Banana	109.740	177.132	216.758
Cacau	24.978	22.960	24.157
Café	530.020	814.515	1.065.776
Cana	776.431	1.264.424	1.300.236
Feijão	101.606	76.170	61.425
Fumo	41.023	63.423	76.698
Laranja	43.775	51.733	70.630
Mandioca	50.789	81.085	103.420
Milho – safra	465.399	630.968	725.719
Milho – safrinha	237.370	445.544	508.003
Soja	0	0	0
Trigo	71.727	150.124	180.130
Pasto recuperado + adubado	403.141	4.597.002	7.414.025
Pinus	31.558	76.756	107.638
Eucalipto	206.609	502.522	704.706
Total BC	3.353.847	9.272.208	12.894.212
Total REF	3.353.847	9.007.356	12.338.578

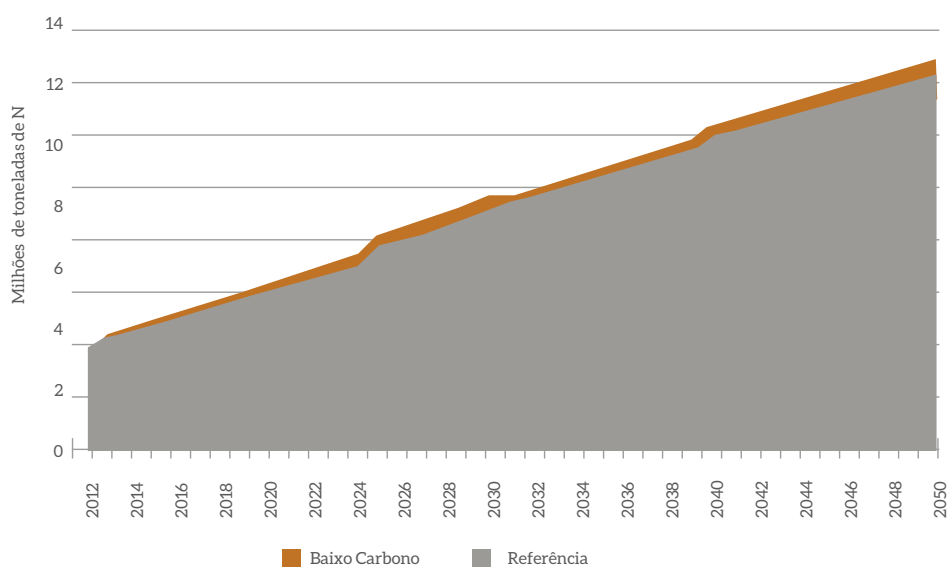


Figura 72 – Projeção do Consumo Interno Total de Fertilizantes Nitrogenados no País nos Cenários REF e BC

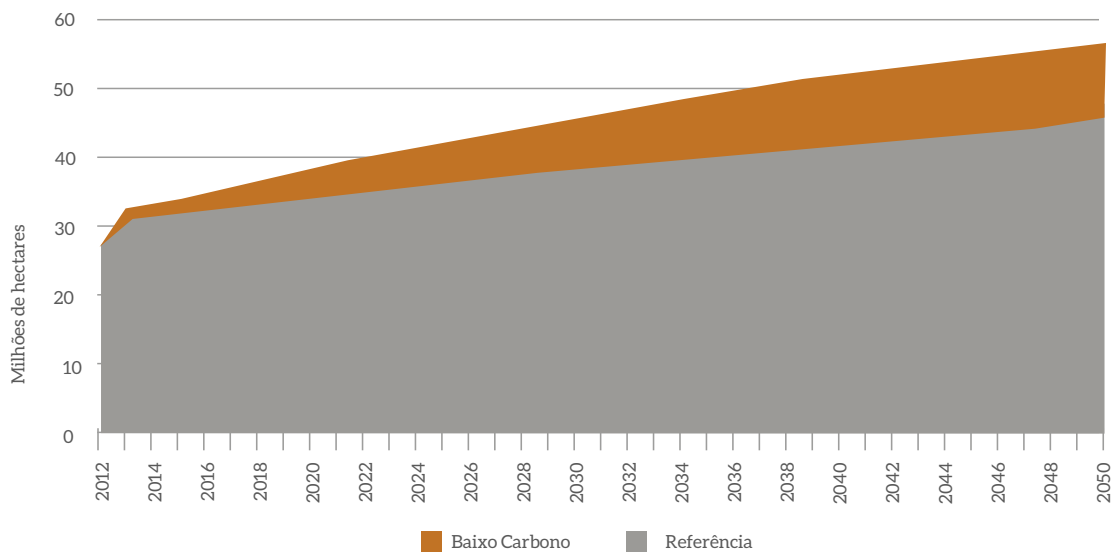


Figura 73 – Projeção de Área com Fertilização Biológica de Nitrogênio nos Cenários REF e BC

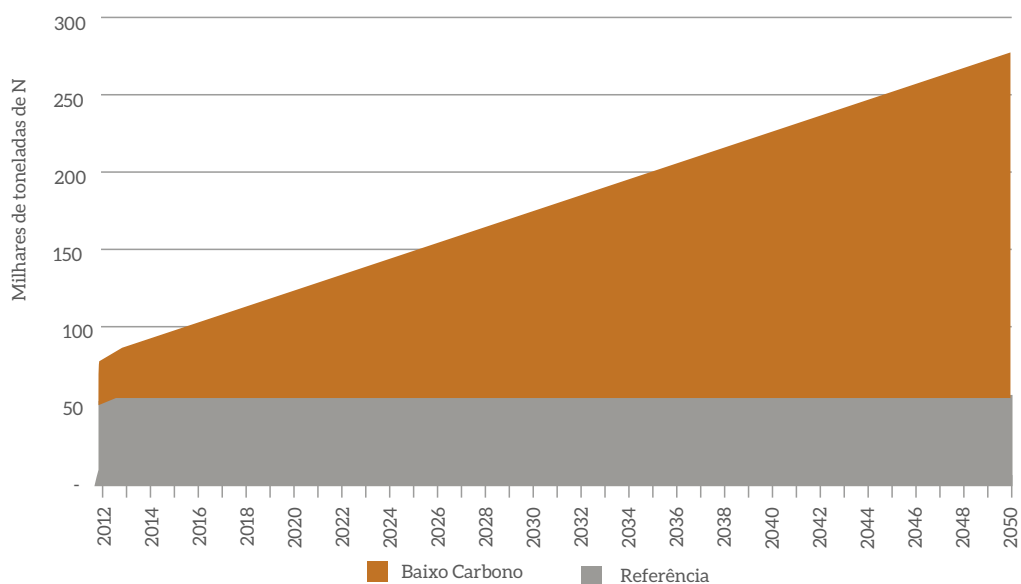


Figura 74 – Projeção de Nitrogênio Aportado ao Solo Via FBN nos Cenários REF e BC

Para as estimativas da demanda de vinhaça, no cenário BC, foi utilizada a relação entre a produção de vinhaça e a área cultivada com cana-de-açúcar no cenário REF. Em seguida, essa proporção foi multiplicada pela área de cana-de-açúcar do cenário BC, resultando na estimativa de produção de vinhaça desse cenário. Dessa forma, seriam produzidos 510 bilhões de litros, em 2012, e 619 bilhões, em 2050, o que representa 56 bilhões de litros adicionais em relação ao cenário REF, em decorrência da maior produção de cana e etanol (Figura 75).

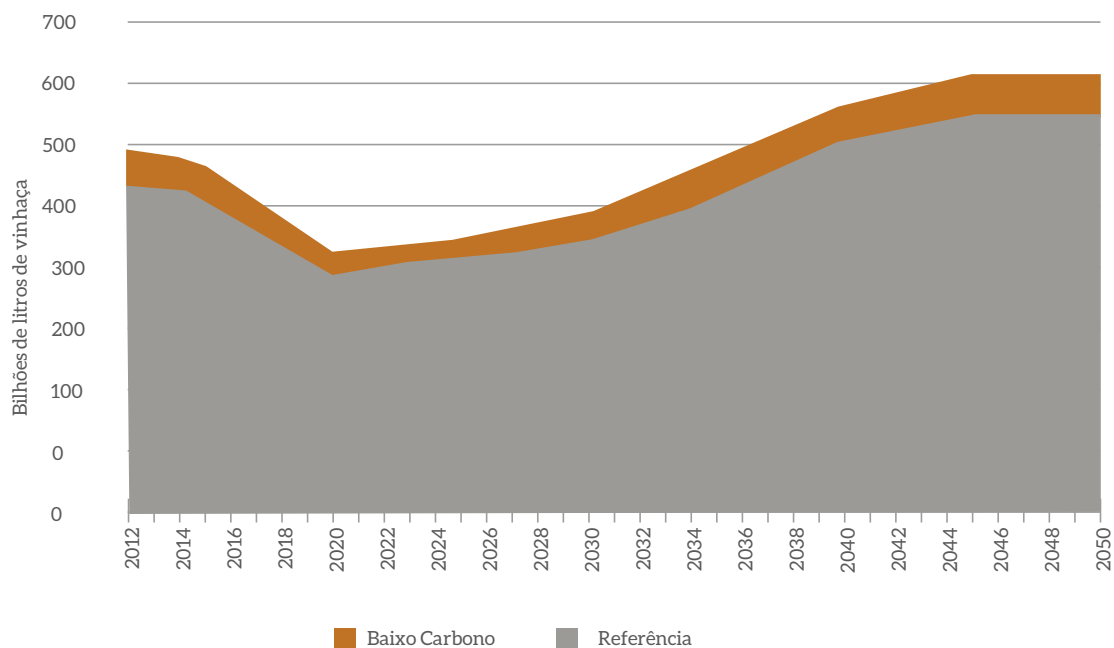


Figura 75 - Produção de Vinhaça nos Cenários REF e BC

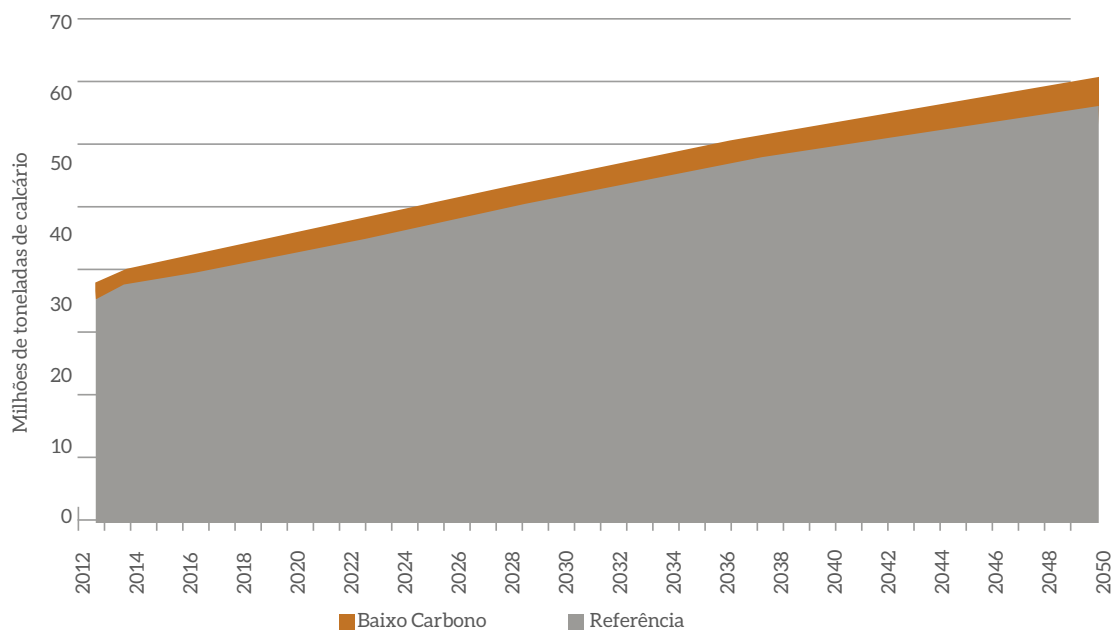


Figura 76 - Projeção de Demanda de Calcário Agrícola até 2050 no Cenário REF

Além das diferenças na demanda de N e produção de vinhaça, a expansão do cultivo de cana no cenário tem como consequência maior demanda de calcário, que chegaria a 62 milhões de toneladas em 2050, 4 milhões a mais do que a do cenário REF (Figura 76).

4.1.2 PECUÁRIA

4.1.2.1 PRESSUPOSTOS

Foi proposta nova configuração para a pecuária bovina de corte no cenário BC. Ela se baseia em um conjunto de estratégias que proporcionam a intensificação do rebanho, tendo em vista o grande potencial de mitigação de emissões de GEE, bem como o aumento de produtividade da atividade. Quanto aos rebanhos de leite, suínos e aves, não foram consideradas mudanças em relação às projeções do cenário REF.

4.1.2.1.1 PECUÁRIA DE CORTE

O baixo índice produtivo da pecuária de corte é um grande problema para a emissão de GEE, já que é o metano produzido por animais com baixas taxas de ganho de peso (ou perda de peso na seca), por vacas vazias e por novilhas que entraram tarde na reprodução que aumenta a relação entre a produção de metano por quilograma de carne ou de leite produzido. Barioni et al. (2007) simularam a produção de carne bovina durante os anos de 2007 a 2025, correlacionando a produção de CH_4 por peso de equivalente carcaça, sugerindo aumento na produção de carne sem aumento no número de vacas. Os resultados desse trabalho indicaram, inclusive, redução de 3,6%, variando de 64,3 para 62 milhões de animais. Além disso, foi apresentado aumento no número total de animais, de 208 milhões de cabeças para 223,4 milhões, com aumento acima de 25% na produtividade, saindo de 8,83 milhões de toneladas em equivalente carcaça (MMTEqC), em 2007, para 11,08 MMTEqC, em 2025. O aumento esperado na produção de carne bovina foi relacionado com a melhoria na qualidade da alimentação e com o ganho de peso, o que levou ao aumento da taxa de abate de 20,7% para 24,9%. A quantidade de metano por kg de equivalente carcaça diminuiu de 1,08 para 0,89, representando redução de 18% no período de 2007-2025, mesmo com o pequeno aumento de 2,9% na emissão total de metano/ano.

Barbosa e Souza (2007) relatam que várias pesquisas demonstraram o aumento da produtividade da pecuária de corte bovina com o uso de tecnologias como suplementação nutricional estratégica, adubação de pastagens, manejo e/ou irrigação de pastagens, integração lavoura, pecuária e florestas, melhoramento genético animal, controle sanitário, entre outros.

De acordo com diversos autores, Hook et al. (2010), Martin et al. (2010), Attwood et al. (2011), Buddle et al. (2011) e Wright e Klieve (2011), diversas estratégias podem ajudar a mitigar a emissão de metano, como a composição da dieta, a relação entre concentrado volumoso, inclusão de lipídios na dieta, uso de aditivos, bem como pelo uso de probióticos.

Em estudo recente, Fontes et al. (2012), trabalhando com animais suplementados (proteína, energia e mineral) e não suplementados em pastagem de *Panicum maximum* cv. Mombaça, não observaram diferenças ($P > 0,05$) quanto à produção diária de metano, apesar do mais baixo consumo alimentar ($P < 0,05$) dos animais não suplementados. Os autores sugerem que esse resultado pode ser atribuído às mudanças nas proporções dos ácidos graxos ruminais em animais suplementados, com maior produção de propionato em relação ao acetato, o que teria resultado na menor produção de CH_4 por unidade de matéria seca (MS) fermentada ($P < 0,05$) observada nesses animais.

Mandarino et al. (2014) avaliaram o efeito da digestibilidade *in vitro* da matéria seca (DIVMS) de uma pastagem de *Brachiaria brizantha* cv. BRS Piatã sobre as emissões de CH₄ e a ingestão de matéria seca (IMS) por novilhas Nelore (322±33kg), sob semelhante oferta de forragem, em três sistemas de ILPF: ILPF1 pastagem, de primeiro ano de formação, consorciada com Eucalipto *urograndis* em fileira dupla e distância entre renques de 22 m com orientação norte-sul (493 árvores/ha); ILP1 – pastagem com 1 ano de formação; ILP6 – pastagem com 6 anos de formação. A emissão de CH₄ entérico foi estimada pela técnica do gás traçador SF₆ adaptada para as condições brasileiras por Primavesi et al. (2004). Os autores verificaram diferença para DIVMS para o tratamento ILP6 (46,5%) (P<0,05). O sombreamento, pela presença de árvores, não influenciou o tratamento ILPF1 (55,1%) quando comparado ao ILP1 (57,7%) (P<0,05). O mesmo padrão de resposta foi observado para a IMS, (ILP1 e ILPF1, 6,3 e 6,0 kg/dia, respectivamente), porém significativamente menor para o tratamento ILP6 (4,1 kg/dia/) (P<0,05). Apesar das diferenças, as emissões de CH₄ foram semelhantes (P>0,05), apresentando valor médio de 83,5 g/dia e 30,5 kg/ano. A menor DIVMS implicou menor IMS pelos animais mantidos em ILP6. Os autores ainda estimaram as emissões de metano ao longo do ano e verificaram valores diferentes para tratamentos com adoção de tecnologias de manutenção produtiva de pastagem.

Ao comparar as emissões de metano nos diferentes tratamentos de integrações lavoura-pecuária-floresta no bioma Cerrado e dados de pastagem adubada e não adubada no bioma Amazônico, o Projeto Pecuária Integrada de Baixo Carbono – Instituto Centro de Vida (ICV) verificou que, devido ao menor ganho médio diário e maior idade ao abate, ocorre aumento das emissões acumuladas de metano (gramas de CH₄/kg de ganho de peso) (Tabela 67). Os autores verificaram que a adoção de tecnologias (pastagem adubada ou em sistema de integração) que visam ao melhor aproveitamento das áreas de pastagens resultou em menor ciclo de produção (menor idade ao abate) dos animais, reduzindo as emissões de metano potenciais, metano acumulado e gramas de CH₄/kg ganho de peso vivo ao final desse processo. Dados de emissões em gramas de metano por quilograma de peso vivo produzido demonstraram que o objetivo da atividade agropecuária não é a produção diária ou anual de metano, e sim a produção comparativamente ao produto envolvido, sendo um dos indicadores de sustentabilidade mais adequado do que metano por bovino/dia.

Tabela 67 – Emissões de CH₄, em Gramas por Dia, Acumulado até Abate, Gramas por Quilograma de Peso Vivo (PV) e em Quilogramas por Ano, Ganho Médio Diário (GMD) e Dias até Abate dos Animais

Tratamento	GMD Kg/dia	Dias até Abate*	Emissões de CH ₄			
			g/dia	Acumulado (g)	g.CH ₄ / kg ga- nho PV	Kg ano
Pasto Adubado**	0,47	766	89,87	68.835	191,2	32,8
Não Adubado**	0,30	1.200	92,80	111.356	309,3	33,9
ILP1***	0,46	783	112,00	87.652	243,5	40,9
ILPF1***	0,46	783	88,00	68.870	191,3	32,1
ILP6***	0,33	1.091	97,00	105.818	293,9	35,4

* Peso vivo ao abate = 540 kg, *** Bioma Cerrado, ** Bioma Amazônico. ILP1 – integração lavoura-pecuária com pastagem de um ano de formação, ILPF1 – integração lavoura-pecuária-floresta com pastagem de um ano de formação, ILP6 – integração lavoura-pecuária com pastagem de seis anos de formação.

Fonte: Adaptado de MANDARINO et al., 2014; MARCUZZO e LIMA, 2015

Cardoso (2012), comparando a emissão de gases em diferentes cenários de sistemas de produção brasileira, afirma que, em sistemas com pastagens degradadas, a produção de metano foi de 25.227 kg, enquanto que, nos sistemas intensivos (pastagem e confinamento), a produção foi de 16.685 kg de gás metano. O mesmo autor ainda afirma que os sistemas em pasto produzem mais metano devido à maior permanência desses animais até o abate do que os confinados. A associação entre intensificação e recuperação das pastagens, com sequestro de carbono pelo solo, apresentou potencial de mitigação entre 14,91% e 83,92% das emissões por unidade de produto.

A degradação de pastagens é o processo evolutivo de perda de vigor, de produtividade e de capacidade de recuperação natural das pastagens para sustentar os níveis de produção e qualidade exigidas pelos animais. Esse processo também tem impacto na capacidade do sistema de produção em superar os efeitos nocivos de pragas, doenças e invasoras, que culminam na degradação avançada dos recursos naturais em razão de manejos inadequados. Com o avanço do processo de degradação, verifica-se perda de cobertura vegetal e redução no teor de matéria orgânica do solo, com resultante aumento da emissão de CO₂ para a atmosfera. A recuperação de pastagens degradadas e a manutenção da produtividade das pastagens contribuem para mitigar a emissão de GEE (BRASIL, 2012).

Estudos sobre ecossistemas de pastagens nos biomas Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica, considerando os estoques de carbono no solo em comparação à vegetação nativa, indicaram que, de modo geral, solos sob pastagens bem manejadas e sob sistemas de integração lavoura/pecuária podem acumular carbono em níveis semelhantes ou superiores à vegetação nativa e que a degradação das pastagens promove perda do carbono acumulado (CERRI et al., 2006; JANTALIA et al., 2006; MACEDO et al., 2012).

De acordo com dados compilados por Lal et al. (2006), esse processo pode acarretar o sequestro em diferentes biomas de 0,27 Mg de C/ha/ano a 2,71 Mg de C/ha/ano. Dependendo do tipo de manejo adotado nas pastagens, elas podem até acumular mais carbono que os sistemas naturais. Segundo Carvalho et al. (2010), a conversão de vegetação nativa para pastagens bem manejadas promove um sequestro médio de 0,44 Mg de C/ha/ano e emissões médias de 0,15 Mg de C/ha/ano, na conversão de vegetação natural para pastos degradados. O mesmo padrão foi verificado por Maia et al. (2010), que encontrou em média perdas de 0,27 Mg de C/ha/ano e ganhos de 0,61 Mg de C/ha/ano, em conversões de vegetação natural para pastos degradados e bem manejados, respectivamente.

Entretanto, a maior parte da pecuária brasileira continua aquém de suas reais potencialidades, mantendo um sistema tradicional extensivo de baixa taxa de lotação (<1 UA/ha) e produtividade (<120 kg de peso vivo/ha/ano), tornando necessário o crescimento horizontal como forma de compensar essa ineficiência. Esse crescimento horizontal em produtividade, na sua maioria, é conseguido mediante expansão das novas áreas de pastagens no lugar de áreas de matas e florestas. Sendo assim, estratégias tecnológicas que permitam aumentar a taxa de lotação, a fecundidade do rebanho, o ganho médio diário, o peso da carcaça e o retorno financeiro por área refletem em maior produtividade com expansão vertical sem a necessidade de desmatamento.

Diante do quadro exposto, propõe-se, ao cenário BC, a intensificação da pecuária de corte. Dessa forma, foi feita nova projeção do rebanho de acordo com a projeção desenvolvida por Barbosa et al. (2015), que tem como pressuposto a manutenção da produção de carne (em relação ao cenário REF) com menor rebanho, ou seja, aumentando-se a produtividade.

Para o ganho de produtividade mencionado, são consideradas as seguintes estratégias: i) maior uso de pastagens reformadas por sistema convencional e plantio direto em sistemas integrados; ii) adubação de pastagens e seu correto manejo; e iii) confinamento com dietas de alto concentrado e uso de aditivos alimentares. Esse é um conjunto de medidas que se fazem necessárias de forma integrada para se alcançar a intensificação projetada. Além disso, se relacionam e foram propostas considerando o contexto de mudanças de uso da terra que ocorrem no cenário BC que incluem expansão adicional do cultivo de cana-de-açúcar, florestas plantadas e áreas de recomposição da vegetação nativa, e diminuição do desmatamento (subseção 4.1.4.2).

No cenário BC, considera-se que haverá redução na área total com pasto no Brasil, em relação ao cenário REF, devido à expansão adicional dos cultivos agrícolas, florestas plantadas e áreas de recomposição da vegetação nativa. A partir da projeção de aumento dos sistemas intensivos ou semi-intensivos (confinamentos), foi necessária a projeção da melhoria do manejo das áreas de produção extensivas. Dessa forma, no cenário BC, foi adotado acréscimo de 10% na área de pasto recuperado em relação ao cenário REF. Além disso, para esse cenário alternativo, foi projetada expansão dos sistemas integrados, como exposto na seção 4.1.1.2.1.

4.1.2.2 PROJEÇÕES

O rebanho de bovinos de corte projetado para o cenário BC chega, em 2035, a 265 milhões e, em 2050, a 291 milhões de cabeças (Figura 77). Essa projeção representa redução de 16% do rebanho em relação ao cenário REF, em 2050, de forma geral e para todas as categorias animais (Figura 78 e Tabela 68), mas a produção de carne é idêntica entre os cenários (Tabela 69).

A taxa de crescimento dos bovinos confinados no Brasil utilizada na projeção do cenário BC, até 2050, foi de 3,7% ao ano. Em 2012, serão 4,5 milhões de bovinos confinados e, em 2050, 17,8 milhões de cabeças (Tabela 69 e Figura 77). Esse valor representa aumento de 28% no número de animais confinados, em 2050, em comparação com o cenário REF e, por consequência, a redução de 18% do rebanho extensivo (Tabela 69).

Quanto às pastagens, houve redução de 8% do total de pastos no Brasil, em 2050, entre os cenários, em decorrência de mudanças de uso da terra (expansão de áreas de cultivo e florestas plantadas e recomposição da vegetação nativa e diminuição do desmatamento).

Decorrente das mudanças de projeção do rebanho e áreas de pastagens, o cenário BC resultou em taxas de lotação de 0,93, em 2012, e 1,23, em 2050 (Tabela 69). Esse último valor representa diminuição de 8%, em 2050, em relação ao cenário REF, porém não pode ser entendido como indicador de menor produtividade, visto que o cenário BC tem a mesma produção de carne do cenário REF, porém com rebanho menor e distribuição diferente entre os sistemas de manejo.

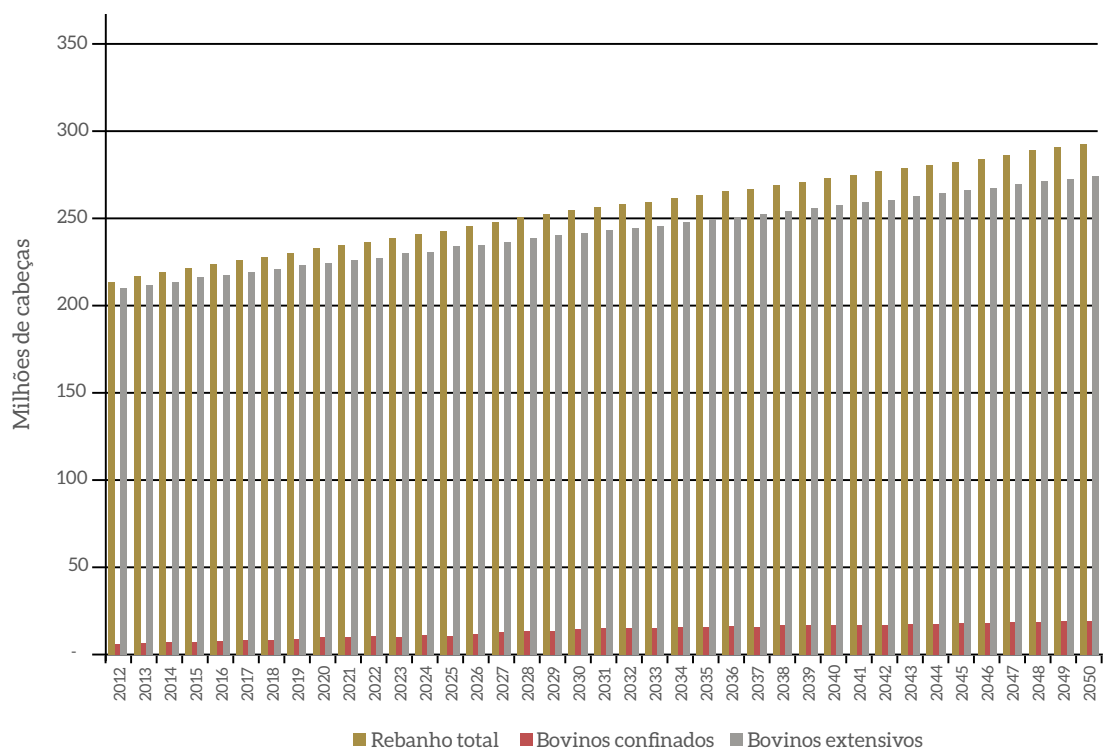


Figura 77 – Projeção de Bovinos de acordo com o Nível de Intensificação, no Brasil, no Cenário BC

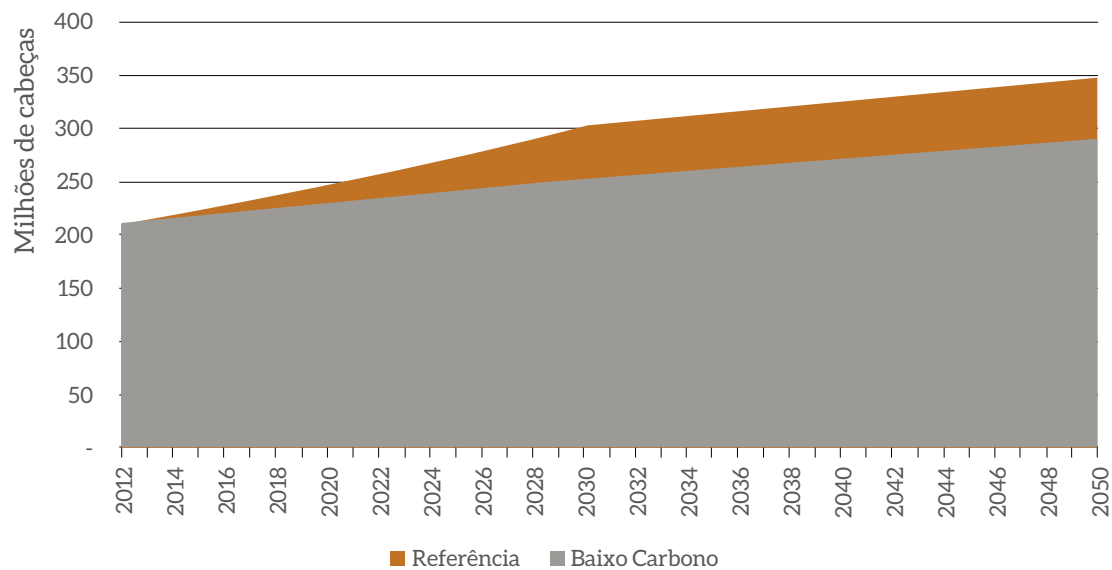


Figura 78 – Projeção do Rebanho nos Cenários REF e BC

Tabela 68 – Efetivo Bovino nos Anos de 2012, 2035 e 2050 segundo as Projeções do Cenário BC

Rebanho efetivo – cabeças	2012	2035	2050	% de variação em relação à REF em 2050
Touros	25.312.65	3.733.177	4.144.963	-16.3
Vacas	71.679.880	78.349.850	86.992.183	-16.3
Novilhas 2 a 3	15.516.333	22.883.899	25.408.093	-16.3
Novilhas 1 a 2	25.690.964	37.889.715	42.069.117	-16.3
Bezerras	28.565.479	38.278.842	42.501.167	-16.3
Bezerros	28.565.479	38.278.842	42.501.167	-16.3
Novilhos 1 a 2 anos	22.345.279	29.878.270	33.173.975	-16.3
Novilho 2 a 3 anos	12.259.984	12.473.852	13.849.772	-16.3
Garrotes 3 a 4 anos	4.179.098	606.846	673.784	-16.3
Bois acima de 4 anos	1.192.056	-	-	-
Total BC	212.525.818	262.373.293	291.314.220	-16.3
Total REF	212.525.818	313.614.470	348.207.524	-

Tabela 69 – Rebanho Total, Produção de Carne (equivalente carcaça), Lotação (cabeças/hectare), Área de Pastagem e Número de Animais por Sistema de Produção no Brasil para os Anos 2012 e 2050, nos Cenários REF e BC

Indicadores	2012	2050	% de variação em relação à REF em 2050
Rebanho total – cabeças	212.525.818	291.314.220	-16.3
Tonelada de equivalente carcaça produzida BC	9.366.358	14.474.765	0
Tonelada de equivalente carcaça produzida REF	9.366.358	14.474.765	
Lotação – cabeças/hectare BC	0,93	1,23	-8.9
Lotação – cabeças/hectare REF	0,93	1,35	
Área de pastagem – hectares BC	226.955.500	236.466.025	-8.1
Área de pastagem – hectares REF	226.955.500	257.403.425	
Animais por sistema de produção (cabeças)			
Intensivo BC	4.491.166	17.833.786	28.3
Intensivo REF	4.491.166	13.900.649	
Extensivo BC	208.034.652	273.480.434	-18.2
Extensivo REF	208.034.652	334.306.875	

Quanto às áreas de pastagem degradada recuperadas, podem-se observar 6,6 milhões de hectares de expansão em relação ao cenário REF (Figura 80), o que resulta em 72,9 milhões de hectares recuperados em 2050, dos quais 3,9 em sistemas integrados.

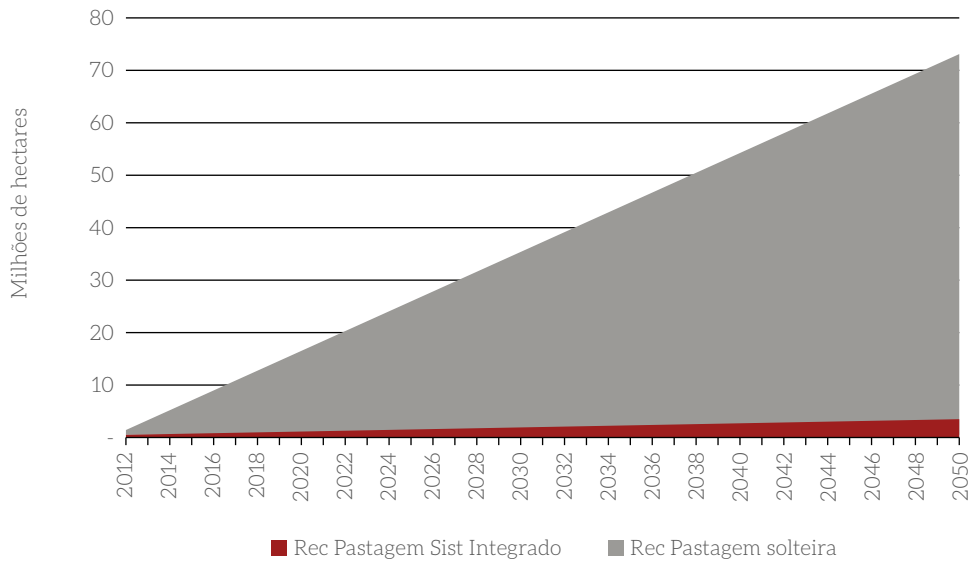


Figura 79 – Projeção de Recuperação de Pastagens Degradadas Incluindo a Parcela a Ser Recuperada Via Sistemas Integrados no Cenário BC

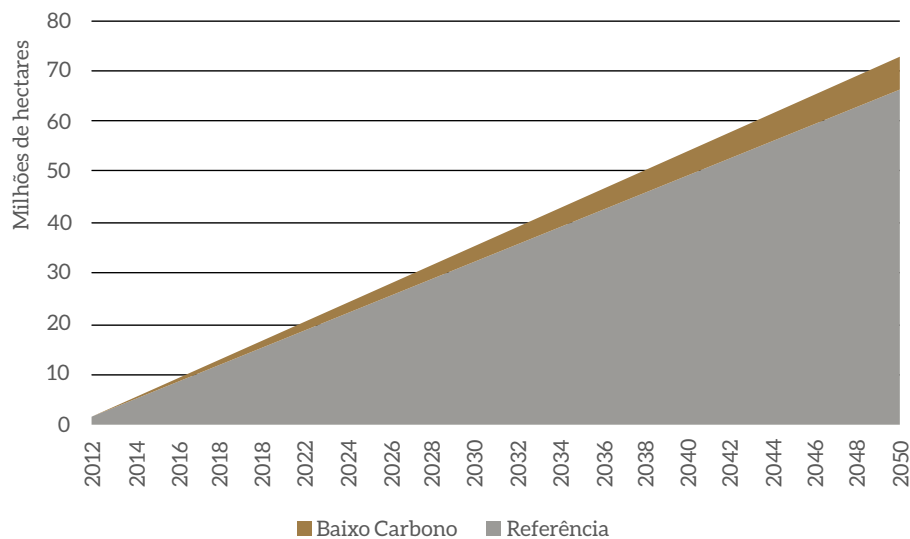


Figura 80 – Área com Recuperação de Pastagens Degradadas nos Cenários REF e BC

Além das pastagens degradadas, foi projetada a demanda adicional por pastagens em boas condições e calculada uma área extra de pastagens a serem adubadas. Assim como no cenário REF, essa área varia ao longo do período de estudo por conta da dinâmica do rebanho. Inicia, em 2012, com 2,3 milhões de hectares, com pico de 3,1 milhões em 2030 e redução a partir desse ano, chegando a 1,2 em 2050. Com a redução do rebanho no cenário BC e maiores áreas de pastagens recuperadas, a área adicional necessária é menor no cenário BC, como representado na Figura 81.

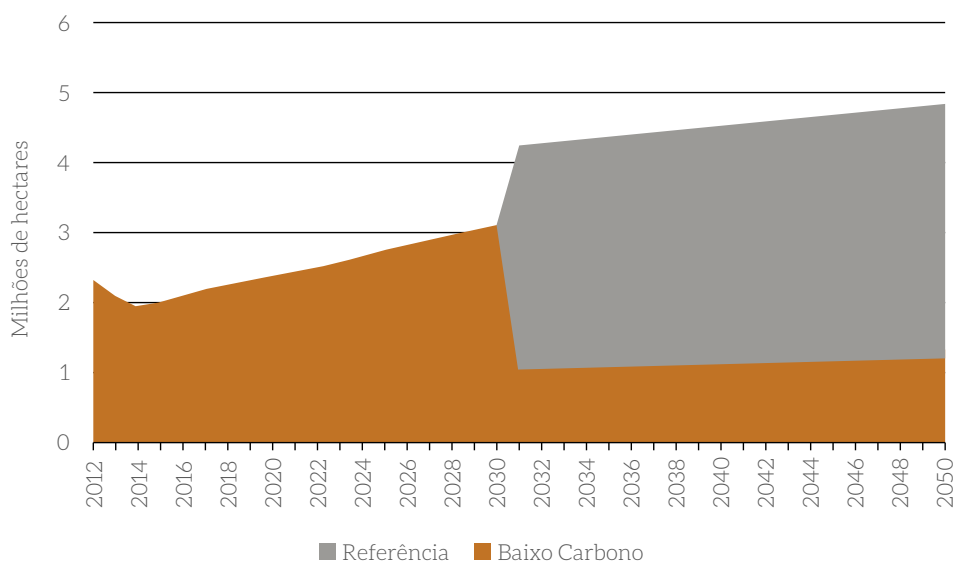


Figura 81 – Área de Pastagem a Ser Adubada nos Cenários REF e BC

De acordo com as projeções de área com diferentes tipos de manejo de pastagens, se estabelece a distribuição de bovinos descrita na Tabela 70. Observa-se aumento, em 2050, de 71% e 8% de animais em sistemas integrados e pastagens reformadas, respectivamente, comparando-se com o cenário REF. Observa-se também a redução de 38% e 75% dos animais em pastagens degradadas e extensivas e em pastagens extensivas adubadas, respectivamente. A grande redução dos animais em pastagens extensivas adubadas ocorreu por conta da menor projeção dessas áreas.

Tabela 70 – Distribuição dos Bovinos de Corte em Diferentes Sistemas de Pastagens

	2012	2030	2035	2050	% de variação em relação à REF em 2050
Bovinos – milhões de cabeças	212,5	253,4	262,4	291,3	-16,3
Bovinos em pastagens degradadas e extensivas	202,1	156,3	146,9	105	-38
Bovinos em sistemas integrados	1,5	5,4	6,2	8,4	71
Bovinos em pastagem reformada	3,2	83,9	106,6	174,9	8
Bovinos em pastagem extensiva com adubação	5,8	7,8	2,7	3	-75

4.1.3 FLORESTAS PLANTADAS

4.1.3.1 PRESSUPOSTOS

Para obtenção das projeções relativas à produção dos principais segmentos de base florestal, foram adotadas as taxas constantes da Tabela 17 para a projeção da produção de painéis de madeira e madeira serrada de plantios florestais. Para a estimativa de área correspondente à evolução do segmento de celulose e aqueles ligados ao consumo de carvão vegetal e lenha, foram adotadas as projeções de demanda utilizadas pelos grupos responsáveis pelos setores de energia e indústria deste projeto, haja vista a necessidade de um cenário consistente. As taxas adotadas para projeção da produção dos segmentos madeireiros no cenário BC da atividade de silvicultura são apresentadas na Tabela 71.

Cumprir enfatizar que as taxas de crescimento da atividade, tendo em vista o atual contexto macroeconômico, estão sendo revisadas. Essa revisão será implementada diretamente nos cenários integrados de baixo carbono do projeto, que serão reportados no âmbito do Componente 2.

Tabela 71 – Taxa Média de Crescimento Anual do Consumo/Produção dos Segmentos Madeireiros Modelados

Produto	2015-2020	2021-2025	2026-2030	2031-2035	2036-2040	2041-2045	2046-2050
Carvão vegetal	-3,9%	1,5%	2,1%	2,4%	1,5%	1,3%	1,7%
Celulose	2,6%	2,6%	2,3%	2,1%	1,8%	1,6%	1,4%
Painéis de madeira	2,2%	2,2%	1,9%	1,7%	1,5%	1,3%	1,1%
Madeira serrada da silvicultura	-2,2%	-1,1%	-0,2%	0,3%	0,6%	0,7%	0,8%
Lenha	0,5%	2,2%	1,4%	1,9%	2,4%	1,1%	0,3%

Comparando as taxas de crescimento às do cenário REF, constatam-se diferenças, em particular na demanda por carvão vegetal e lenha, conforme projeções dos setores industriais e energéticos. De fato, considera-se, para os segmentos cerâmico e edificações residenciais, crescente substituição dessas fontes energéticas pelo gás natural, assim como maior eficiência na conversão das fontes em serviço energético, o que resulta em menor demanda. Ademais, há substituição de consumo de lenha proveniente de florestas nativas por florestas plantadas, em particular no segmento de cerâmica vermelha.

Para conversão da demanda em área de florestas plantadas, foram utilizados os mesmos pressupostos do cenário REF, à exceção da origem da madeira para suprimento da demanda de lenha, como descrita a seguir.

Além das taxas de crescimento acima, considerou-se que a expansão de plantios florestais comerciais se constitui em oportunidades como estratégia de mitigação de emissões de GEE pelo setor de Afolu. Há consenso internacional sobre a relevância do papel das florestas plantadas na contribuição

à sustentabilidade ambiental em níveis global, regional e local. Continuamente, a silvicultura se torna, embora em menor nível que se esperava na última década (FAO, 2010), uma das formas mais significativas de desenvolvimento florestal.

O estabelecimento de florestas comerciais como fonte de energia renovável, no contexto das estratégias de mitigação das emissões de GEE, resulta no triplo benefício para o clima: i) geração de estoques de carbono e remoções de GEE por sumidouros adicionais aos que ocorreriam na ausência de tais plantações; ii) aumento da oferta de madeira de fontes sustentáveis para fins industriais (celulose e papel, móveis e painéis de madeira), energéticos (carvão vegetal e lenha), construção civil e outros usos; iii) redução da pressão sobre os ecossistemas florestais nativos, cooperando para a estabilização e o declínio do desmatamento mediante o aumento da oferta de biomassa de fontes sustentáveis.

As atividades de mitigação relacionadas à captura de CO₂ atuam, principalmente, no sentido de reduzir consideravelmente as fontes de emissões e aumentar remoções de sumidouros. O princípio por trás disso é o fato de o crescimento da árvore servir como importante meio para capturar e armazenar o dióxido de carbono atmosférico na vegetação, no solo e em produtos madeireiros.

Mesmo considerando o processo de estabelecimento dos plantios, que demandam insumos fósseis, essas emissões são substancialmente compensadas pela grande quantidade de carbono estocada na biomassa das árvores. Scolforo et al. (2008) estimaram que o conteúdo de carbono representa cerca de 50% da biomassa florestal em florestas de produção com clones de *E. grandis* ou clones originários de híbridos entre *E. grandis* e *E. urophylla*.

Além disso, uma significativa parte do potencial de mitigação equivale à redução das fontes de emissões, na medida em que a biomassa extraída dos plantios pode suprir o consumo de energia em substituição a combustíveis fósseis.

Embora apenas a possibilidade de se utilizar um insumo sem desembolso imediato, via extração direta ou aproveitamento de resíduos do desmatamento junto às fronteiras de desenvolvimento agrícola, acabe gerando vantagens competitivas insustentáveis (DUBOC et al., 2007; MORELLO, 2009), evidências históricas sugerem que a limitada oferta de madeira sustentável no Brasil tem efeito marginal no aumento de pressão sobre os remanescentes florestais.

Se, por um lado, não são totalmente claros mecanismos de causa e efeito que envolvem esse complexo processo, é reconhecida a incerteza da oferta de madeira para a produção de produtos de base florestal devido ao déficit de área plantada.

Assim, a expansão das florestas plantadas está incluída em planos de ação e planos setoriais de mitigação e adaptação: Plano de Ação de Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia (PPCDAM), Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado (PPCerrado), Plano Decenal de Expansão de Energia (PDE), Plano ABC – Agricultura de Baixo Carbono, Plano para a Siderurgia a Carvão Vegetal e Plano Indústria. Apesar de todos os planos indicarem a necessidade de incentivo, apenas o Plano ABC e o Plano para a Siderurgia apresentam metas e ações concretas.

Isso expressa a importância das ações direcionadas à expansão dos plantios florestais e, assim, do mecanismo de aumento da oferta para consolidação de uma economia nacional de baixo carbono. Por outro lado, a possibilidade de ampliação dos plantios florestais suscita preocupação em termos dos impactos advindos da mudança do uso da terra, haja vista a necessidade de terra para sua alocação. A magnitude dos benefícios climáticos pode ser comprometida pela concorrência potencial com outros usos da terra ou pela transformação de ecossistemas nativos (SONTER et al., 2014).

Nesse sentido, a ocupação de áreas já antropizadas e com potencial para recuperação produtiva confere às medidas de mitigação importantes aspectos de utilização eficiente das terras disponíveis e a efetiva geração de estoques de carbono e remoções de GEE por sumidouros adicionais aos que ocorreriam na ausência de tais plantações.

A necessidade de integração das estratégias de mitigação no próprio setor de Afolu, no escopo do cenário BC, oportunamente produz a possibilidade de ocupação de pastos marginais, resultantes das medidas de intensificação da pecuária brasileira e de expansão da reforma de pastagens degradadas. Isso garantiria a efetividade da medida de estabelecimento de plantações florestais adicionais, representando o elemento fundamental para evitar pressões por desmatamento e degradação florestal.

Portanto, para abatimento das emissões de GEE, considera-se, no cenário BC, a expansão do florestamento (por plantios comerciais) de pastos de produtividade marginal para aumento do consumo de insumos renováveis na cadeia de base florestal brasileira com finalidade energética em substituição a materiais de fontes não renováveis.

Os principais pressupostos e limites para essa atividade de baixo carbono são:

- Ocupação de pastos marginais: os plantios adicionais de florestas plantadas em função dessa medida de abatimento ocorrerão exclusivamente sobre áreas de pastagem de baixa produtividade e impróprias para agricultura mecanizada de grande escala;
- Finalidade comercial dos plantios adicionais: considerando as características e potencialidades do setor florestal brasileiro, a medida de abatimento proposta pressupõe a finalidade comercial dos plantios adicionais. A madeira produzida por proprietários de terras produtores florestais independentes seria vendida para o uso energético;
- Manejo: o plantio do eucalipto é feito, predominantemente, no espaçamento de 3 m x 2 m, resultando em povoamentos de 1.666 árvores por hectare. Considera-se o aproveitamento das rebrotas do eucalipto, sendo realizado o corte total da madeira de 7 em 7 anos, ou seja, o primeiro corte aos 7 anos; o segundo aos 14 anos; e o terceiro aos 21 anos do plantio;
- Barreira para substituição é a limitação da oferta: pressupõe-se, com base no padrão histórico brasileiro, que a limitada oferta de madeira sustentável originária de florestas plantadas tem efeito direto no consumo de biomassa energética não sustentável (madeira nativa). Desse modo, conciliado com as medidas direcionadas à diminuição do desmatamento (fiscalização, monitoramento etc.), o aumento da oferta de biomassa de caráter sustentável de plantios adicionais seria capaz de promover a superação da barreira para substituição, conseqüentemente, aumentando a proporção de madeira renovável no consumo energético brasileiro.

Para expandir a área de florestas plantadas, foram estudados os segmentos de carvão e lenha quanto à viabilidade e oportunidade de origem dessa medida de mitigação.

4.1.3.1.1 CARVÃO VEGETAL

O maior consumidor de madeira para fins energéticos no Brasil é o setor siderúrgico, detentor do maior e melhor parque siderúrgico desse insumo do mundo. Historicamente, uma significativa parte do consumo siderúrgico de carvão vegetal no Brasil foi alimentada com uma produção que se apoiou na supressão da vegetação nativa, sem qualquer medida compensatória, apesar de a legislação florestal classificar tal atividade como crime. Entre 2003 e 2012, as florestas nativas participaram com em média 43% da madeira consumida para esse setor (CGEE, 2014).

Esse padrão histórico motivou o lançamento, em 2010, do Plano Setorial de Redução de Emissões da Siderurgia a Carvão Vegetal (Plano Siderurgia), que tem três grandes objetivos: promover a redução das emissões de GEE; evitar o desmatamento da floresta nativa; e incrementar a competitividade brasileira da indústria de ferro e aço no contexto da economia de baixo carbono.

Em recente atualização, o plano formulou dois cenários para a produção de ferro-gusa a carvão vegetal: o Cenário 1, com taxas de crescimento de acordo com expectativas setoriais conservadoras; e o Cenário 2, de um modelo de crescimento não linear em que se obteve uma taxa quase 100% superior à do primeiro cenário. A partir dessas previsões e das iniciativas em curso, visando ao atingimento das metas propostas pelo plano, chegou-se ao resultado da necessidade de florestas nativas na produção do carvão vegetal, em 2020, de 0,5% para o Cenário 1 e de 21,6% para o Cenário 2 (CGEE, 2014).

Assim como as projeções de crescimento setorial que fundamentam este estudo são consideravelmente inferiores ao Cenário 1 projetado pelo Plano Siderurgia (Tabela 72), é válido considerar que as ações contidas no Plano Siderurgia serão suficientes para declinar a razão entre a quantidade de madeira de origem nativa e a quantidade total de madeira consumida na forma de carvão vegetal, não sendo necessárias ações adicionais de expansão do estoque florestal para essa finalidade. Logo, considera-se que essa opção já é uma realidade para o setor, sendo, então, incompatível adicioná-la como opção para a atividade de silvicultura no cenário BC.

Tabela 72 – Projeção do Consumo de Carvão Vegetal no Brasil (em milhões de toneladas)

	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Modelagem integrada	4,7	4,8	4,6	4,4	4,3	4,1	3,9
Cenário 1 – Plano Siderurgia	6,1	6,3	6,3	6,6	6,8	7	7,4

4.1.3.1.2 LENHA

No consumo total de lenha no Brasil, há um uso misto do material de origem, sendo parte proveniente de extração vegetal (de florestas nativas) e parte de florestas plantadas.

De modo conservador, optou-se pela continuidade da proporção média de 53% e 47% da lenha consumida energeticamente proveniente, respectivamente, de florestas nativas e florestas plantadas. Esse volume representa cerca de 167 mil hectares da fitofisionomia floresta ombrófila madura e aproximadamente 1 milhão de hectares de cerrado, considerando, respectivamente, os volumes de 289 m³/ha e 47 m³/ha registrados no Inventário Florestal de Minas Gerais (SCOLFORO et al., 2008).

Portanto, o aumento de área de biomassa em plantios florestais, para garantir o declínio do uso de madeira nativa consumida para lenha no Brasil, é a opção de mitigação do setor de silvicultura no escopo do cenário BC deste projeto.

4.1.3.1.3 MODELO DE DECAIMENTO EXPONENCIAL DE MADEIRA NATIVA PARA LENHA

Com o objetivo de modelar o comportamento da proporção entre a quantidade de madeira de origem nativa e a quantidade total de madeira consumida para lenha no Brasil, no horizonte de projeção de 2012 a 2050, foram desenvolvidos modelos de regressão baseados na série histórica média entre a base de dados do IBGE-PEVS e da IBÁ/BEM (Tabela 73).

Tabela 73 – Série Histórica da Média entre a Base de Dados do IBGE-PEVS e da IBÁ/BEM

Ano	Proporção da madeira de origem nativa para lenha
2007	67%
2008	63%
2009	60%
2010	58%
2011	56%
2012	53%

A opção por uma função de decaimento exponencial, para modelar o padrão apresentado na série histórica, apresentou ajuste suficiente para simular essa dinâmica nas projeções (Figura 82). A análise de variância Anova (Tabela 74) foi utilizada para avaliar a significância do modelo.

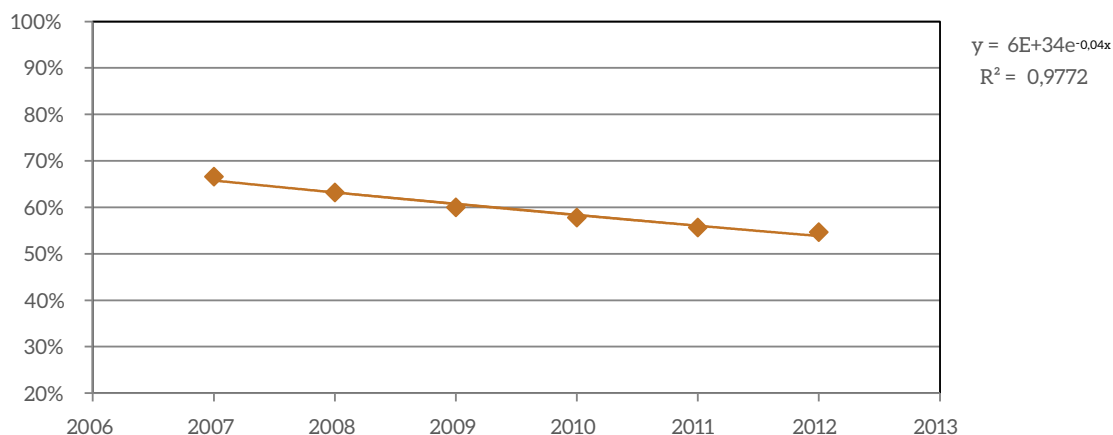


Figura 82 – Análise de Variância Anova

Tabela 74 – Modelo Utilizando uma Função de Decaimento Exponencial Proporção entre a Quantidade de Madeira de Origem Nativa e a Quantidade Total de Madeira Consumida para Lenha no Brasil

	gl	SQ	MQ	F	F de significação
Regressão	1	0,010155	0,010155	125,7159	0,00036
Resíduo	4	0,000323	8,08E-05		
Total	5	0,010479			

A proporção entre a quantidade de madeira de origem nativa e a quantidade total de madeira consumida para lenha no Brasil (2012-2050) simulada, segundo a função de decaimento exponencial, é apresentada na Figura 83. A simulação indica que a participação relativa de florestas nativas no consumo de lenha recua lenta e continuamente de 53%, em 2012, para aproximadamente 12%, em 2050.

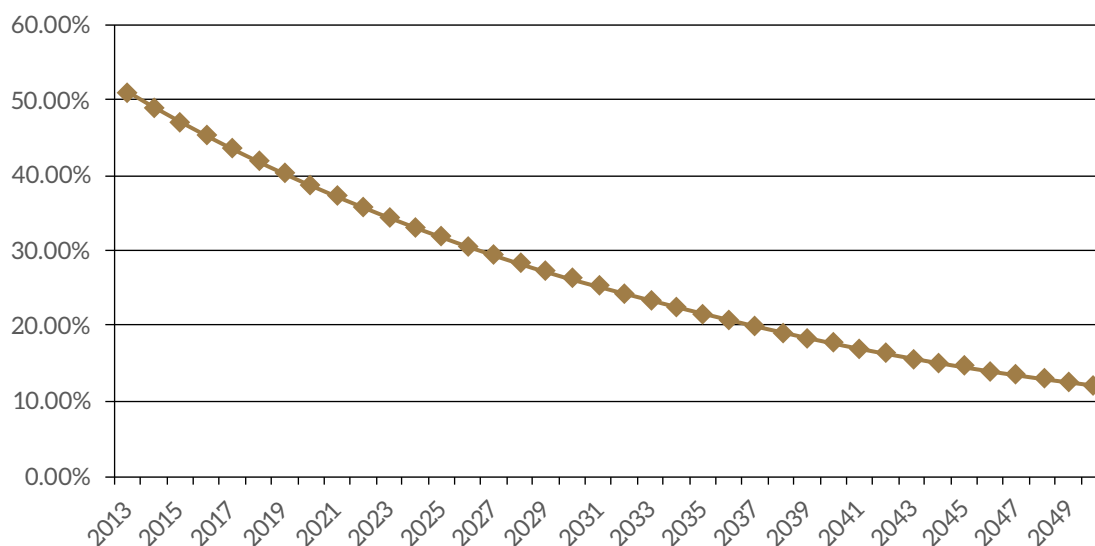


Figura 83 – Proporção entre a Quantidade de Madeira de Origem Nativa e a Quantidade Total de Madeira Consumida para Lenha no Brasil (2012-2050) Simulada

4.1.3.2 PROJEÇÕES

Segundo os resultados da projeção da área coberta por florestas plantadas no Brasil, o consumo brasileiro de madeira oriunda de plantios florestais, considerando os produtos modelados e a medida de mitigação proposta, evoluirá de 192 milhões de metros cúbicos (m³), em 2012, para 412,8 milhões em 2050 (Figura 84).

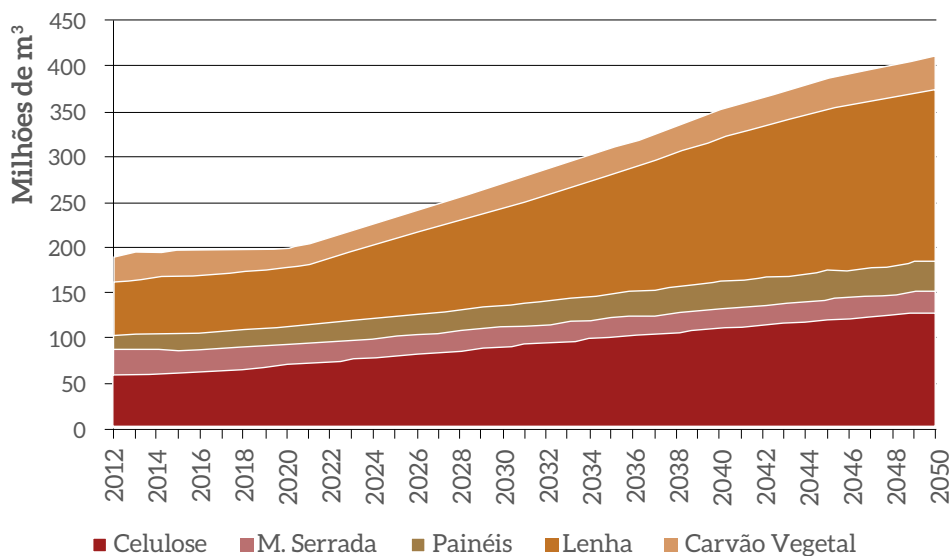


Figura 84 – Consumo de Madeira *In Natura* de Plantios Florestais Projetado no Cenário BC – 2012-2050

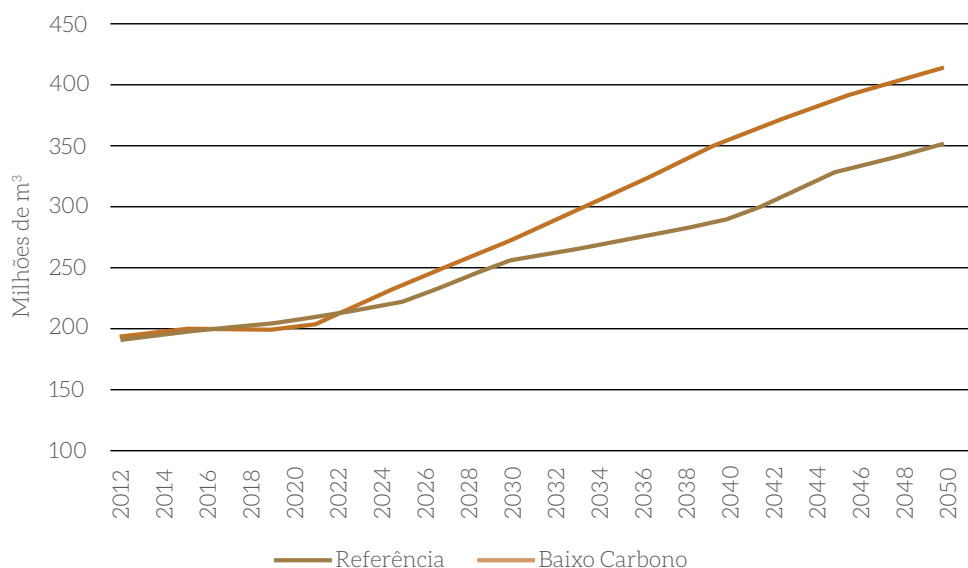


Figura 85 – Consumo de Madeira *In Natura* de Plantios Florestais Projetado no Cenário REF e BC – 2012-2050

Para garantir o aumento da base florestal, será necessário um ritmo médio anual de plantio de 201 mil hectares/ano, no período de 2012-2024, e de 197 mil hectares/ano no período de 2035-2050 (Tabela 75).

A dinâmica dos plantios florestais seria estabelecida por uma taxa de expansão média de 1,7% ao ano no período de 2012 a 2050. As áreas se expandirão, segundo as projeções, em cerca de 261 mil ha, em 2025, e de 160 mil ha, em 2050.

Tabela 75 – Dinâmica das Áreas de Plantios Florestais Projetada (mil hectares)

Dinâmica das áreas de plantios florestais projetada (hectares)				
	2015	2025	2035	2050
Área colhida (no ano)	860.565	1.003.521	1.373.605	1.854.075
Área plantada (no ano)	891.781	1.264.887	1.658.365	2.014.581
Área expandida (no ano)	105.913	261.366	284.760	160.507
Área total ocupada	7.038.550	9.319.784	12.158.982	15.117.661

Estima-se que a área total ocupada com árvores de eucalipto e pínus no Brasil, segundo tais projeções, totalizará 15,1 milhões de hectares em 2050, o que representa expansão de 2,8 milhões de hectares nesse ano em relação ao cenário REF (Figura 86).

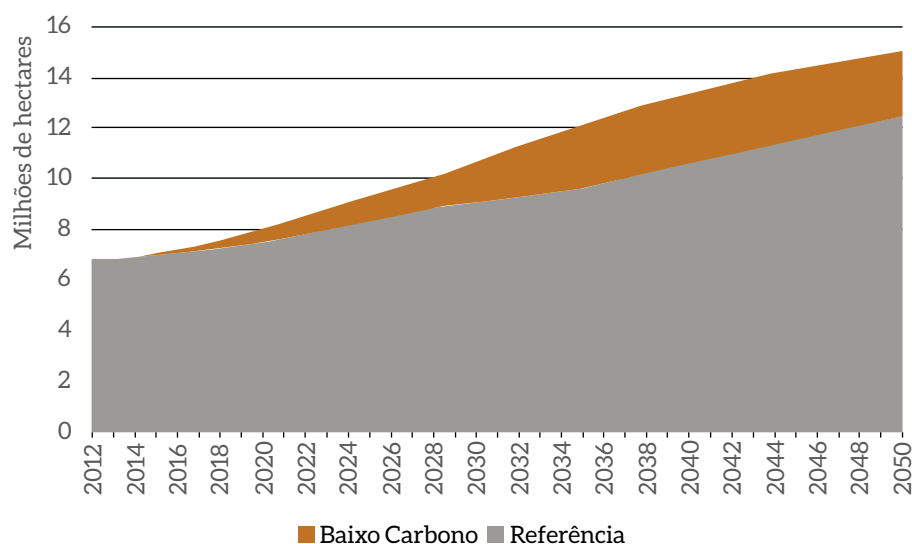


Figura 86 – Área Total de Floresta Plantada nos Cenários REF e BC

4.1.4 MUDANÇAS DE USO DA TERRA

4.1.4.1 PRESSUPOSTOS

A redução do desmatamento é apontada como sendo a medida de menor custo para o corte das emissões de GEE no setor (STERN, 2007). Por esse motivo, o controle do desmatamento na Amazônia, e em outros biomas, tem sido visto cada vez mais como um objetivo não só ligado à conservação da biodiversidade, mas também como ação necessária para a mitigação das mudanças climáticas. Desde o final da década de 1980, o governo brasileiro tem adotado diferentes instrumentos com o objetivo de controlar o desmatamento na Amazônia. Porém, foi somente a partir dos anos 2000 que esses instrumentos começaram a surtir efeito palpável. Dentre os instrumentos que demonstraram maior efetividade na redução do desmatamento, destacam-se a criação

de unidades de conservação (SOARES-FILHO et al., 2010) e instrumentos de comando e controle ligados à fiscalização do Ibama e dos diferentes órgãos estaduais de meio ambiente (BORNER et al., 2014). O Cadastro Ambiental Rural também tem ganhado cada vez mais importância nas discussões sobre a redução do desmatamento, mas até agora esse instrumento tem se mostrado pouco efetivo (RAJÃO et al., 2012). De forma similar, o Pagamento por Serviços Ambientais tem grande potencial, porém ainda não foram implementados no país programas de larga escala com demonstrado efeito na redução do desmatamento. Apesar dessas incertezas, existem motivos para acreditar que investimentos adicionais no controle do desmatamento poderão contribuir de forma significativa na redução das emissões no uso da terra.

Nesse contexto, considerou-se como medida de mitigação no cenário BC a introdução de metas de redução do desmatamento em biomas não abrangidos pela PNMC, quais sejam: Caatinga, Pampas e Pantanal. Assim como no cenário REF, a área média anual de desmatamento por bioma, para o período de 2002 a 2010, foi definida nas estimativas consideradas pela TCN (AGUIAR et al., 2015). Ou seja, é considerada a mesma definição de desmatamento citada na seção 3.1.4.1, aplicando às projeções de supressão da vegetação nativa dos biomas Caatinga, Pampas e Pantanal a meta de redução de 40% do PNMC referente ao bioma Cerrado.

Considera-se também como medida de mitigação a implementação do Novo Código Florestal – Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.727, de 17 de outubro de 2012). Para estabelecer a projeção de desmatamento em cada bioma que se adequa à referida legislação, utilizam-se as áreas de ativo/passivo florestal, calculadas por Soares Filho et al. (2014), divididas para o período de análise (2012-2050) para se chegar à área anual de desmatamento legal. De acordo com essa metodologia, a projeção de desmatamento da Amazônia no cenário REF (redução de 80% do PNMC sob a média do período 2002-2010) resultou em um valor acima da área que pode ser legalmente desmatada, o que ensejou redução para o cenário BC de desmatamento legal.

A taxa de desmatamento dos Pampas para o cenário BC (40% da taxa utilizada para o cenário REF), por sua vez, resultou em um valor acima do calculado como área de supressão anual permitida pelo código. Dessa forma, foi utilizada a taxa de desmatamento mais restritiva que se adequa à legislação.

Quanto à recomposição da vegetação nativa, propõe-se como medida de mitigação, no cenário BC, a expansão das áreas de recomposição da vegetação nativa. Para isso, estimou-se a recuperação total do passivo ambiental de reserva legal e área de preservação permanente de acordo com o Código, calculada segundo Soares-Filho et al. (2014). Se não for considerada a compensação via CRA, essa área corresponde a 24 milhões de hectares. No entanto, de acordo com os resultados do modelo espacial Otimizagro, nas condições do cenário BC projetado, a área de regeneração total alcançada é de 21 milhões de hectares. Isso ocorre já que a quantidade de regeneração está sendo desagregada ao nível municipal e, em alguns municípios de grande expansão de área agrícola (como no estado de São Paulo, com a expansão da cana-de-açúcar), acontece restrição da área disponível para regeneração. Dessa forma, foi utilizada para área de recomposição da vegetação nativa no cenário BC de 21 milhões de hectares. Ou seja, 4,6 milhões de hectares a mais que a considerada no cenário REF. Essa área será recomposta de acordo com diferentes técnicas de recuperação que serão detalhadas na seção 4.3.2.2.

4.1.4.2 PROJEÇÕES

De acordo com os pressupostos definidos, as tabelas a seguir mostram a área de desmatamento médio anual para cada bioma e a quantidade de recomposição da vegetação nativa no cenário BC, comparativamente ao cenário REF.

Tabela 76 – Área de Desmatamento Médio Anual (Km²) por Bioma, Metas de Redução do Desmatamento e Área de Desmatamento, por Bioma, Consideradas nos Cenários REF e BC

Área Média de Desmatamento Anual (Km ²)					
Bioma	Área Média Desmatada (Km ²)*	Metas de Redução do Cenário de Referência	Projeção de Área Média Desmatada (Km ²)**	Metas de Redução do Cenário de Baixo Carbono	Projeção de Área Média Desmatada (Km ²)***
Amazônia	17.977	PNMC 80%	3.595	Área de desmatamento legal segundo o Código	3.245
Cerrado	15.424	PNMC 40%	9.254	–	9.254
Caatinga	4.318		4.318	PNMC 40%	2.591
Pampas	1.879		1.879	Área de desmatamento legal segundo o Código	780
Pantanal	898		898	PNMC 40%	539
Mata Atlântica	6.838	Lei da Mata Atlântica 100%	–	–	–
Total	47.334		20.087		16.408

* Área média desmatada por bioma, no período entre 2002 e 2010, segundo a TCN.

** Área média anual desmatada por bioma, no período entre 2012 a 2050, considerada no cenário REF.

*** Área média anual desmatada por bioma, no período entre 2012 a 2050, considerada no cenário BC.

Tabela 77 – Recomposição da Vegetação Nativa no Cenário BC no Período de 2012 a 2050

Recomposição da vegetação nativa (Milhões de ha)	
Meta Planaveg	12,5
Recuperação passivo ambiental REF	16,4
Recuperação passivo ambiental BC	21,0

No cenário BC, o desmatamento anual para todo o Brasil é de 16,4 mil Km². Ou seja, 3,6 mil Km² anuais menor que no cenário REF, o que representa redução de 18%. Por sua vez, a área projetada para recuperação de vegetação nativa é de 21 milhões de hectares de 2012 a 2050, no caso, 28% maior que no cenário REF.

Conforme a demanda de expansão agrícola e da silvicultura, e projeções de desmatamento e recomposição da vegetação nativa selecionadas para o cenário BC, o modelo espacial Otimizagro realiza as transições de uso da terra, segundo os resultados da Tabela 78 e Figuras 87 a 91, e transições mostradas nas matrizes das Tabelas 79 e 80.

Tabela 78 – Abrangência das Áreas das Categorias de Uso da Terra nos Anos 2012, 2035 e 2050 no Cenário BC

Categorias	Área (ha)			% variação em relação à REF em 2050
	2012	2035	2050	
Floresta	407.426.025	391.519.775	381.050.325	1,0
Savana	125.078.250	102.447.425	87.784.000	10,4
Recomposição da vegetação nativa	–	10.727.200	21.010.950	28
Agricultura	54.505.750	72.823.275	77.960.700	1,7
Pastagem	226.955.500	231.032.050	237.784.975	-8,1
Floresta plantada	6.743.100	12.158.900	15.117.675	22,3

Tabela 79 – Matriz de Transição de Uso da Terra de 2012 a 2035 no Cenário BC

		2012						
Categorias de uso da terra	2035	Pastagem	Savana	Floresta	Recomposição da vegetação nativa	Área agrícola	Floresta Plantada	Uso da terra em 2035
		Pastagem	19.2752.075	20.475.425	13.991.575		3.015.250	
Savana		103.092.950					103.092.950	
Floresta			391.672.350				391.672.350	
Recomposição da vegetação nativa	9.272.925	491.325	881.850		80.925		10.727.025	
Área agrícola	19.714.500	977.725	824.775		51.306.225		72.823.225	
Floresta plantada	5.216.000	40.825	55.475		103.350	6.743.100	12.158.750	
Uso da terra em 2012	226.955.500	125.078.250	407.426.025	–	54.505.750	6.743.100		

Tabela 80 – Matriz de Transição de Uso da Terra de 2035 a 2050 no Cenário BC

Matriz de Transição – Uso da Terra – 2035/2050 (ha)							
Categorias de uso da terra	2035						
	Pastagem	Savana	Floresta	Recomposição da vegetação nativa	Área agrícola	Floresta Plantada	Uso da terra em 2050
Pastagem	213.103.000	13.568.175	9.340.200		454.650		236.466.025
Savana		88.870.525					88.870.525
Floresta			381.282.400				381.282.400
Recomposição da vegetação nativa	9.087.225	349.325	832.575	10.727.025	15.150		21.011.300
Área agrícola	5.177.350	266.575	179.525		72.337.250		77.960.700
Floresta plantada	2.866.750	38.350	3.7650		1.6175	12.158.750	15.117.675
Uso da terra 2035	230.234.325	103.092.950	391.672.350	10.727.025	72.823.225	12.158.750	

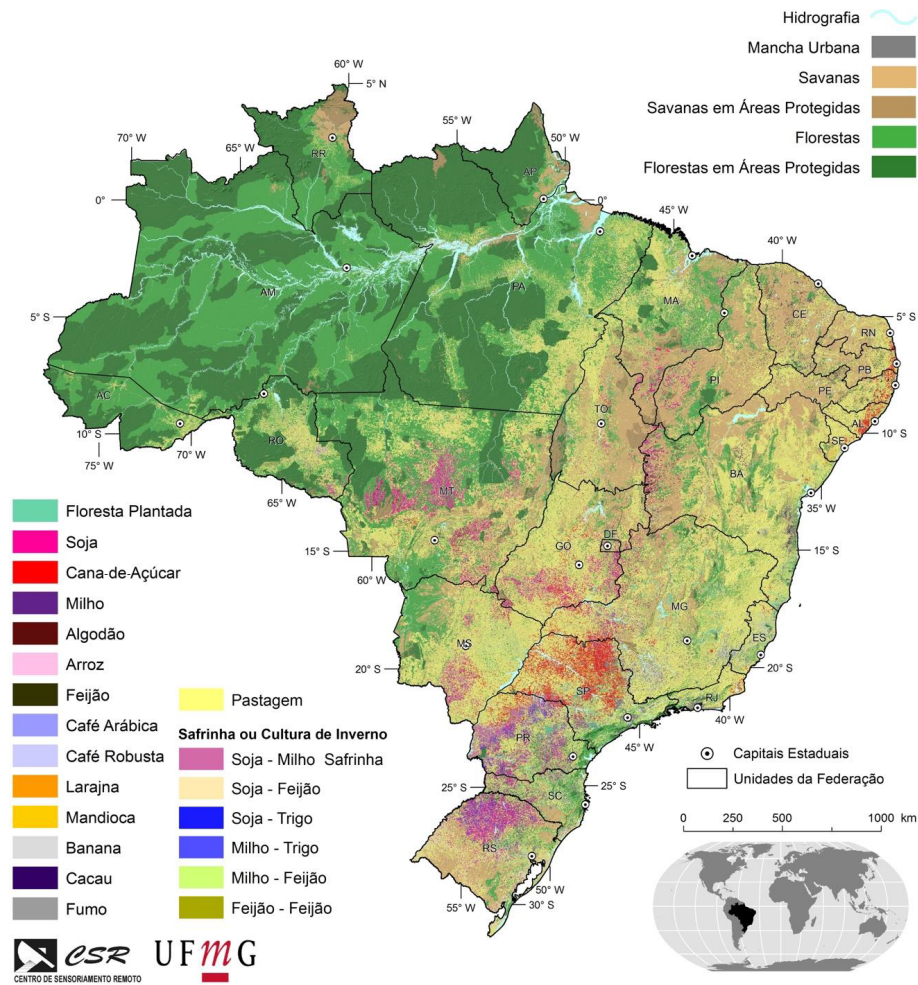


Figura 87 – Mapa de Uso da Terra do Brasil em 2012

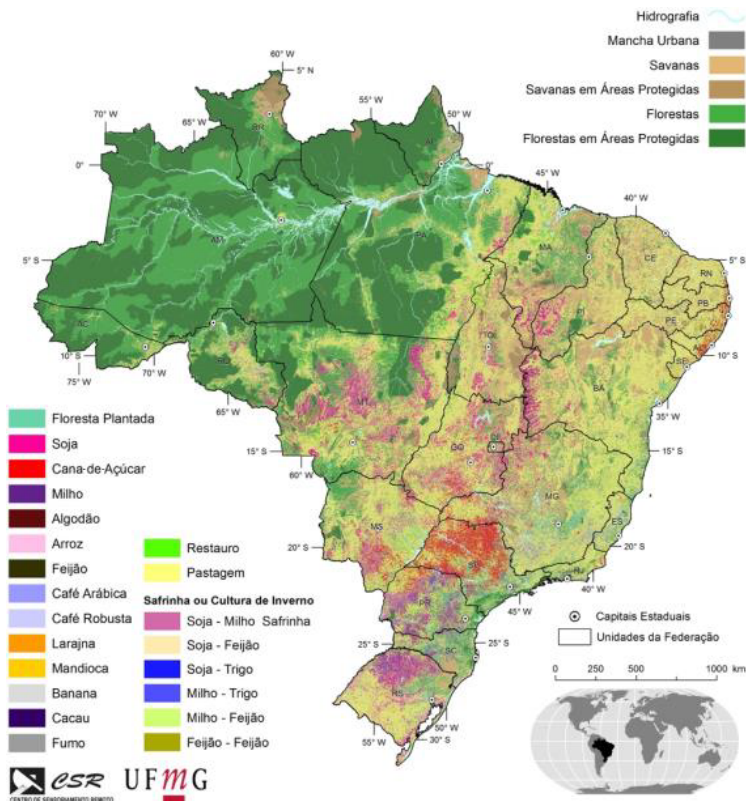
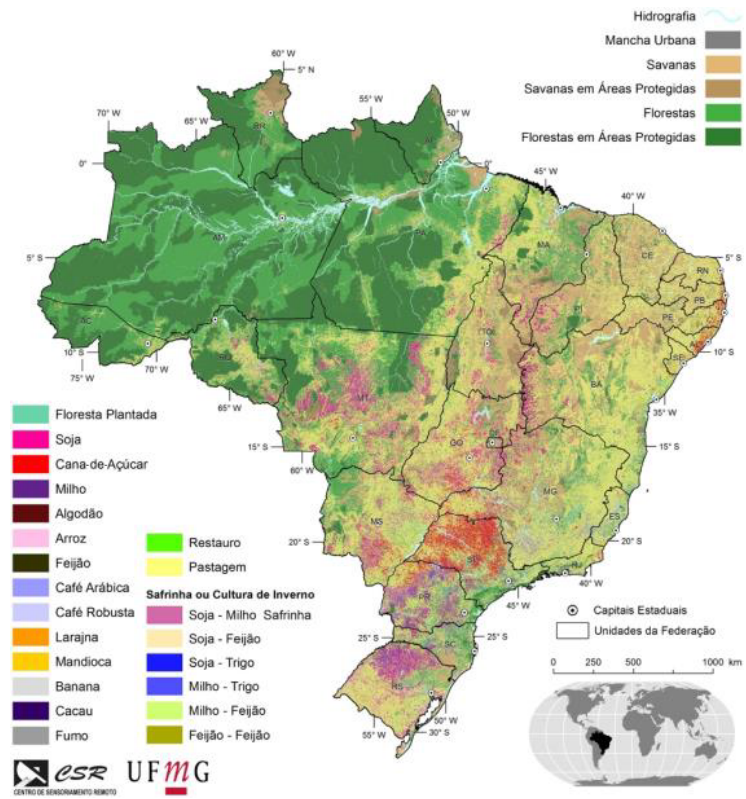


Figura 88 e Figura 89 – Mapa de Uso do Solo do Brasil em 2035 (Cenário REF – acima; BC – abaixo)

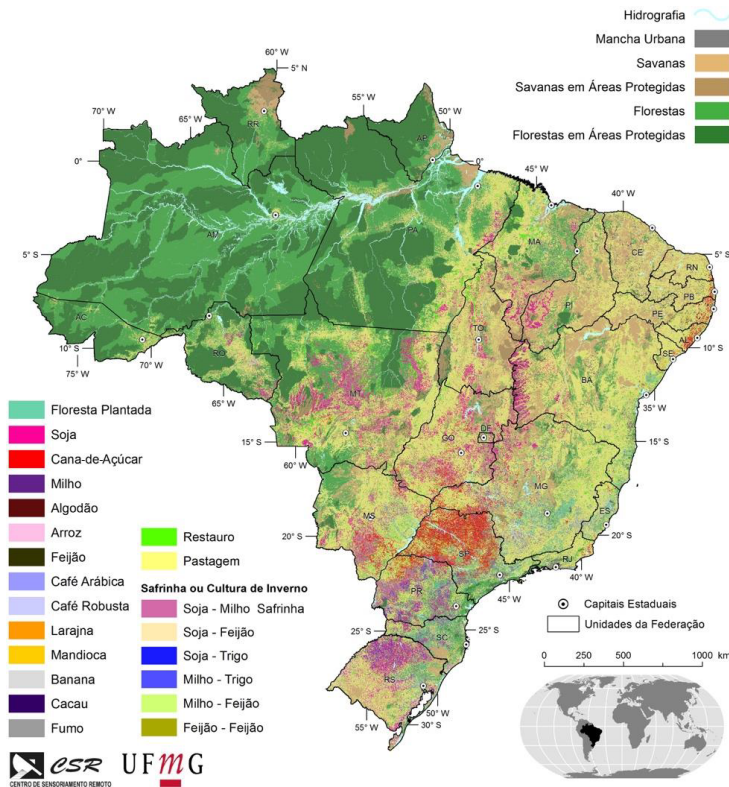
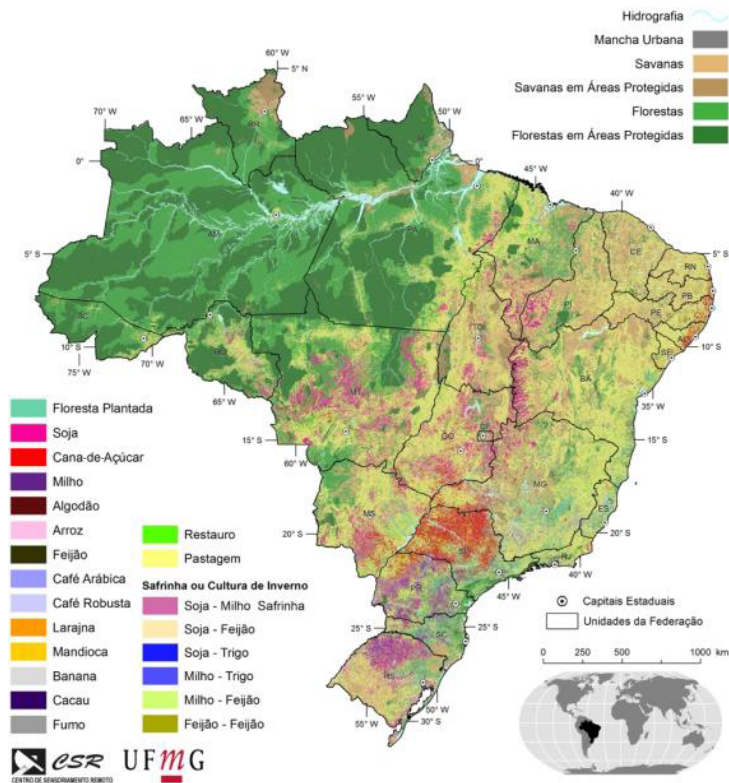


Figura 90 e Figura 91 – Mapa de Uso do Solo do Brasil em 2050 (Cenário REF – acima; BC – abaixo)

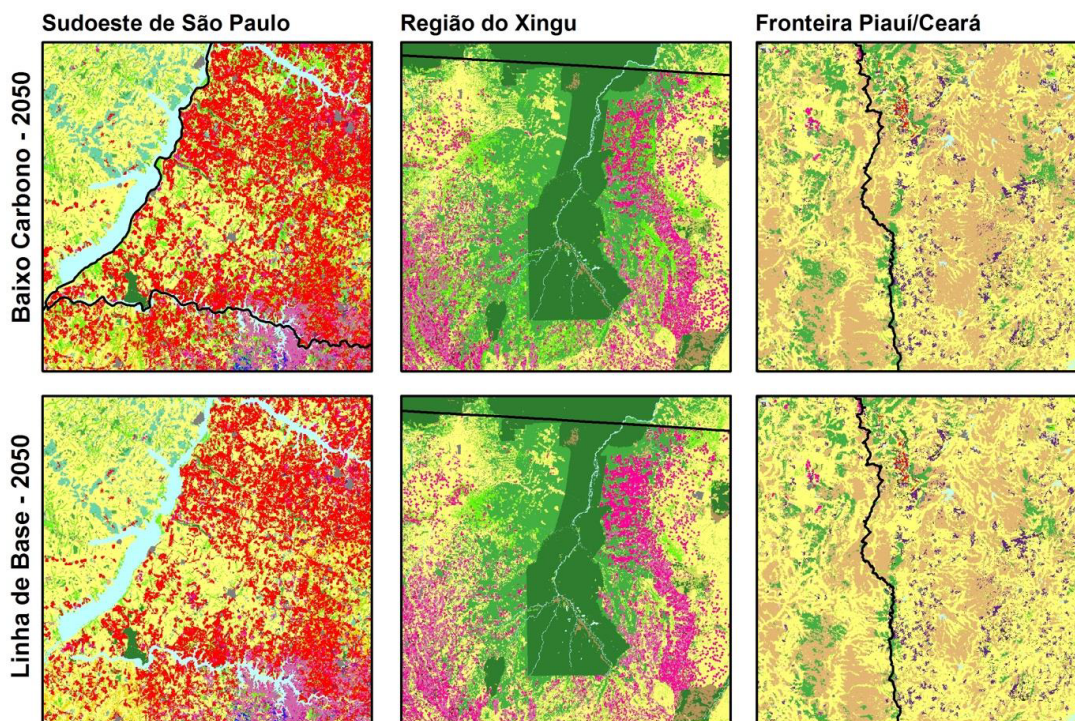


Figura 92 – Sudoeste de São Paulo, Região do Xingu e Fronteira Piauí/Ceará nos Cenários REF e BC em 2050

Comparando-se as matrizes de transição entre os cenários, observa-se no cenário BC menos áreas de transição de savanas e florestas para pastagens (desmatamento). De 2012 para 2035, foram 26,4 milhões de hectares desmatados de savana no cenário REF, contra 20,4 no cenário BC, o que representa redução de 22%. Entre 2035 e 2050, a perda de savana foi de 15,8 milhões de hectares no cenário REF, e de 13,5 milhões de hectares no cenário BC. Essa dinâmica resulta em 10% a mais de savanas no país em 2050 no cenário BC (Tabela 78) e pode ser parcialmente vista nos quadros referentes à região da fronteira Piauí/Ceará, na Figura 92, em que se observam áreas mais fragmentadas de savana no quadro referente ao cenário REF.

Entre 2012 a 2050, perdem-se 16,5 milhões de hectares de florestas no cenário REF, 15% a mais de área desmatada, comparada ao cenário BC, que teve 13,9 milhões de hectares. Entre 2035 e 2050, desmatam-se 11,1 milhões de hectares de florestas no cenário REF, contra 9,3 milhões no cenário BC, o que representa 16% de redução. Assim, no ano de 2050, há 1% a mais de florestas no país no cenário BC, comparando-se com o mesmo ano do cenário REF. Essa área maior de florestas, resultante da diminuição do desmatamento projetada para o cenário BC, pode ser observada na região do Xingu (Figura 92), onde se observam mais áreas de recomposição da vegetação nativa, já que, no cenário BC, há incremento de 4,6 milhões de hectares em regeneração.

Além disso, o cenário BC tem percentual maior de áreas agrícolas (1,7%) por conta da maior produção de cana (que ocorre, principalmente, no sudoeste do estado de São Paulo – Figura 92) e de florestas plantadas (22,3%). As pastagens foram a única categoria que apresentou retração (8,1%), já que o aumento de área das categorias antrópicas acontece em substituição às áreas de pasto de baixa produtividade.

4.1.5 DEMANDA DE ENERGIA DO SETOR AGROPECUÁRIO

A projeção de consumo de energia e suas respectivas emissões de GEE serão reportadas pelo setor de Afolu, entretanto serão contabilizadas junto ao sistema energético, no âmbito da modelagem integrada (Componente 2) dos cenários do projeto.

4.1.5.1 PRESSUPOSTOS

As projeções das demandas energética do setor agropecuário foram geradas com base nos valores de consumo descritos nas seções a seguir e nas projeções de área e produção dos produtos agrícolas do cenário BC, inseridas no mesmo modelo usado para a elaboração da demanda no cenário REF. É importante frisar que há aumento na área colhida de cana-de-açúcar no cenário BC, em relação ao cenário REF, para suprir a demanda adicional por etanol do setor de transportes. Também há diferenças nas projeções dos sistemas integrados, e, na pecuária, ocorre diminuição do rebanho associado ao aumento da produtividade. Esse aumento na demanda de cana resulta em aumento da demanda de diesel para máquinas agrícolas e por eletricidade, na irrigação. As alterações de adoção dos sistemas integrados também provocam diferenças na demanda energética, como será exposto a seguir.

Além das alterações causadas pelas diferentes projeções de produção, área e manejo, algumas medidas específicas de substituição tecnológica oferecem potenciais de mitigação de emissões de GEE, estas também consideradas no cenário BC.

Finalmente, deve-se destacar que a projeção da demanda de energia do setor agropecuário, relativa ao cenário BC, foi realizada com base nas mesmas projeções de crescimento elaboradas por Haddad et al. (2015) para o cenário REF.

4.1.5.1.1 SISTEMAS CONSERVACIONISTAS

4.1.5.1.1.1 PLANTIO DIRETO

Sá et al. (2013) conduziram experimentos de longo prazo com sistemas especializados e mistos na Embrapa Cerrados, concluindo que, na monocultura de grãos como a soja, o plantio direto pode resultar na redução da demanda de combustível (diesel) na fase agrícola de até 71% em relação ao cultivo convencional.

Quanto à irrigação, Moreira (2010) relata a redução no coeficiente de cultura, bem como número de irrigações por ciclo necessárias, para o cultivo do milho, sob o plantio direto, em relação a práticas convencionais.

As causas da redução no consumo de diesel em sistemas de plantio direto são, principalmente, a reduzida necessidade de preparo do solo e a redução na potência necessária dos tratores (ABEAS, 2005), mas os valores variam de acordo com o cultivo, o solo e as condições climáticas.

Um relatório detalhado sobre o plantio direto no Brasil (ABEAS, 2005) relata um estudo de caso em uma fazenda onde foi feita a transição do plantio convencional para 100% de plantio direto, com concomitante redução de 55% no consumo de diesel. Rondón et al. (2005) relatam redução de consumo de diesel em 48% no plantio direto de milho em relação ao plantio convencional. Resultados mais modestos foram encontrados por Furlani et al. (2004), que constataram redução no consumo de diesel para o plantio direto do feijoeiro de 6% em relação ao plantio convencional e 23% em relação ao plantio por escarificação. Riquetti et al. (2012) relatam redução de 17% no insumo total de energia no cultivo de milho, em plantio direto, em relação ao convencional, em um estudo de ciclo de vida.

A grande variabilidade nos resultados dificulta uma análise *bottom-up* detalhada. Ademais, no cenário BC, a crescente penetração de sistemas integrados (SI) causa ligeira queda no sistema de PD puro no final do período de análise, sendo que essas áreas se tornam áreas de sistemas conservacionistas, mas continuam praticando PD. Finalmente, a agregação das culturas de arroz, feijão, soja, milho e algodão impossibilita a análise individualizada por cultivo. Assim, estima-se redução percentual no consumo de diesel por hectare com base na média de consumo para essas cinco culturas. Presume-se que a taxa de redução de consumo seja de 20% do consumo específico de diesel em litros por hectare pela adoção do PD. A Tabela 81 mostra os consumos específicos das cinco lavouras passíveis de utilização de sistemas conservacionistas. Esses cálculos foram realizados para a projeção da demanda de energia no cenário REF.

Tabela 81 – Consumo de Diesel nas Lavouras Passíveis de Adoção de Sistemas Integrados

Lavouras	Diesel (L/ha)	
Soja	51	
Cana	142	
Milho	49	
Arroz	148	
Feijão	590	2 safras
Algodão	108	
Médias	181 6,44	L/ha GJ/ha

Fonte: Elaboração própria

A título de estimativa aproximada, sobre a média de 6,44 GJ/ha, aplica-se redução de 20%, que é, então, aplicada sobre a diferença das áreas projetadas com e sem PD entre os cenários REF e BC, conforme descrito em Soares-Filho et al. (2015). Haveria, portanto, uma resultante redução no consumo de diesel no setor agropecuário brasileiro pela implementação adicional de 80% para 90% de PD nas lavouras, assumindo-se essa redução de 20% conferida pelo PD. Porém, como será visto em seguida, a inter-relação entre o plantio direto e os sistemas integrados torna a análise mais complexa, mas necessária para se chegar a uma estimativa realista das reduções do consumo de diesel causadas por mudanças no sistema de manejo do solo.

Por sua vez, a redução da evapotranspiração no sistema de plantio direto implica redução no número de irrigações e da lâmina de irrigação e, portanto, redução na demanda de eletricidade para irrigação. Moreira (2010) relata resultados para o milho em que o número de irrigações é reduzido de 14 para 10 irrigações por ciclo de plantio, conforme a cobertura do solo vai de 0% a 100%, ou seja, conforme vai se implementando a prática de plantio direto na palha. Essa redução é consequência direta da redução da perda de umidade do solo, como pode ser visto pela redução do coeficiente de cultura na Figura 93.

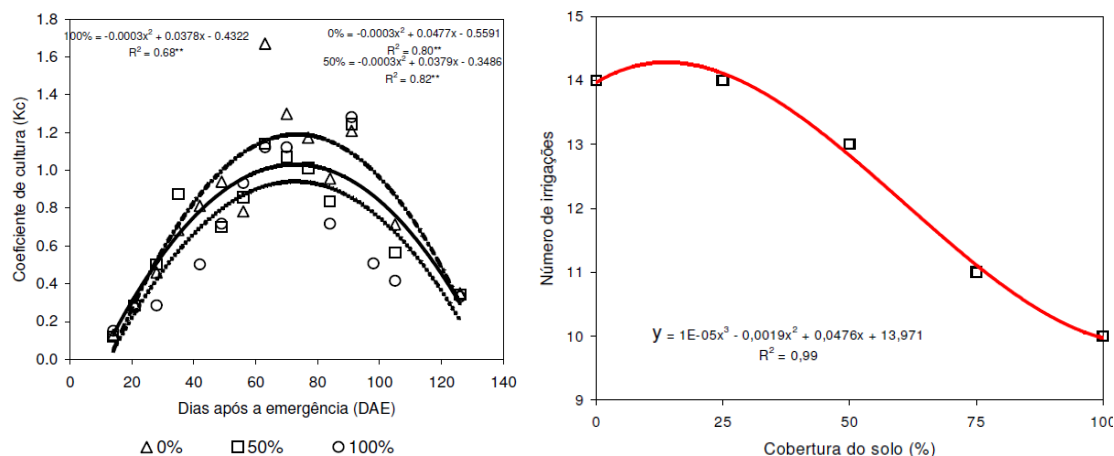


Figura 93 – Redução do Coeficiente de Cultura e do Número de Irrigações por Ciclo de Plantio conforme Cobertura do Solo em Sistema de Plantio Direto do Milho

Fonte: MOREIRA, 2010

Na ausência de dados diretos sobre o potencial de redução da demanda de eletricidade na irrigação em virtude da adoção da prática de plantio direto, estima-se que a redução da demanda de água esteja por volta de 20%, com base nos gráficos da Figura 93. Essa quantia é implementada sobre as projeções elaboradas para as culturas de arroz, feijão, soja, milho e algodão, no cenário REF. A Tabela 82 mostra os consumos específicos das cinco lavouras passíveis de utilização de sistemas integrados.

Tabela 82 – Consumo de Eletricidade para Irrigação nas Lavouras Passíveis de Adoção de Sistemas Integrados

Lavouras	Eletricidade (GWh/ha)		% Área Irrigada
Soja	0,001004		6,8%
Cana	0,002461		16,8%
Milho	0,002504		2,1%
Arroz	0,000842		33,4%
Feijão	0,002105	2 safras	3,2%
Algodão	0,003831		5,8%
Média	0,002125 0,007649	GWh/ha TJ/ha	Média 11,3%

Fonte: Elaboração própria

Sobre a média de 0,002125 GWh/ha, aplica-se redução de 20%, que é, então, aplicada sobre a diferença das áreas projetadas de sistemas integrados entre os cenários REF e BC, conforme descrito em Soares-Filho et al. (2015). A Tabela 83 mostra a redução no consumo de eletricidade no sistema de PD.

Tabela 83 – Redução no Consumo de Eletricidade no Setor Agropecuário Brasileiro pela Implementação de Plantio Direto no Cenário BC (GWh)

2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
200	218	231	243	254	262	269	274

4.1.5.1.1.2 SISTEMAS INTEGRADOS

Os sistemas integrados (SI) incluem combinações da integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e atuam como um sistema de recuperação e manutenção de pastagens, pois permite maior produtividade e rendimento (CALEGARI e COSTA, 2010), porém a um custo de maior demanda energética, principalmente de diesel, para o manejo do solo (SÁ et al., 2013). O custo adicional dos implementos necessários podem ser recuperados pela venda dos grãos produzidos, por exemplo, arroz ou soja, ou na economia com compra de rações e forrageiras para a alimentação dos animais (CALEGARI; COSTA, 2010). Existe grande variabilidade nas configurações de SI como rotação lavoura-pecuária ou pecuária-lavoura, integração com a silvicultura em sistemas silviagropastoris, além das inúmeras opções de escolha das lavouras a serem utilizadas no consórcio com a pecuária, como aveia preta, milho, sorgo, milheto, soja, triticale, arroz e azevém (GONÇALVES; FRANCHINI, 2007).

Como cada opção tem seu perfil próprio de consumo de diesel, uma análise separada de cada uma se faz necessária, mas não é possível fazer essa análise, pois as projeções de expansão de SI foram feitas de forma agregada, pela própria impossibilidade de se antever como serão feitas as escolhas entre as opções. Porém, o aumento na demanda de diesel no manejo do solo sob SI é parcialmente compensado pela produção associada de forrageiras e pela recuperação de pastagens que, no cenário REF, foram contabilizadas como atividades separadas. Propõe-se aqui que esses valores se cancelam (ao menos parcialmente), não havendo, portanto, alteração às demandas descritas no cenário REF devido à implementação de SI.

4.1.5.1.1.3 DIFERENÇAS NO MANEJO AGRÍCOLA ENTRE REF E BC

A Tabela 84 mostra a diferença entre os cenários REF e BC das áreas sob os diferentes manejos agrícolas. Nota-se que há aumento na área sob alguns tipos de manejo e diminuição em outros. Isso ocorre devido aos cenários de expansão dos vários tipos de manejo. Nos casos em que ocorre aumento, ocorrerá também mudança na demanda por insumos, em particular diesel para máquinas agrícolas. O balanço vai depender da taxa de consumo de diesel por cada tipo de manejo. Apesar da diminuição da área total de pastagens no cenário BC, ocorre aumento nas áreas de pastagens recuperadas pelos diferentes tipos de manejo, o que leva a aumento na demanda de diesel. Apesar de esse fator aumentar as emissões diretas pelo consumo adicional de diesel fóssil, a recuperação de pastagens permite alta taxa de mitigação de emissões por uso da terra (DIAS-FILHO 2015; ASSAD et al., 2013), que são contabilizadas no setor de Afolu. Portanto, no balanço, o aumento das áreas recuperadas diminui as emissões líquidas, apesar do aumento das emissões adicionais diretas.

Tabela 84 – Diferença das Áreas sob Diferentes Manejos Agrícolas entre o Cenário BC e REF (mil hectares)

Diferenças BC-REF	2012	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Área total de pastagens	–	-4.945	-8.026	-11.107	-14.185	-17.024	-19.161	-20.937
Área total de pasto a ser recuperada	179	1.615	3.41	4.308	5.205	5.205	6.103	7
Sistemas integrados	–	–	1.344	2.093	2.887	2.887	3.726	4.612
Rec. pastagem – puro	179	1.615	3.007	3.68	4.339	4.339	4.985	5.616
Rec. pastagem – sistema integrado	–	–	403	628	866	866	1.118	1.384
Plantio direto puro	3.724	4.524	4.107	3.799	3.422	3.422	2.973	2.451
Sist. integrado – plantio direto	–	–	941	1.465	2.021	2.021	2.608	3.229
Pasto adubado	–	–	–	-3.27	-3.386	-3.386	-3.506	-3.631

Para calcular o balanço do consumo de diesel, deve-se multiplicar os valores da Tabela 84 pelos da Tabela 85. Para o consumo de diesel no plantio convencional, foi utilizada a média dos cultivos passíveis de adoção do PD. O mesmo critério de horas-máquina utilizado para o cenário REF foi utilizado aqui (à exceção das áreas de PD, em que foi considerada uma redução de 20%): 0,4 HM/ha para adubação de pastagens; 7,4 HM/ha para a recuperação de pastagens degradadas pelo método convencional; e 1,4 HM/ha para implementação de SI; e um trator usando em média 10 L/h de diesel.⁴⁸ O poder calorífico inferior (PCI) utilizado para o diesel nas conversões de litros para energia veio do balanço energético nacional (EPE, 2013).

Tabela 85 – Consumo Específico de Diesel de Sistemas Integrados (GJ/ha)

Consumo de diesel	GJ/ha
Plantio convencional	6,440
Plantio Direto	5,152
Adubação de pastagens	0,142
Recuperação pastagens convencional	2,629
Implementação de SI	0,497

O resultado dessa análise está na Tabela 86 e, como se vê, o consumo de diesel sobe com as medidas de baixo carbono do setor a partir de 2020, mas diminui no curto prazo (2012 a 2020).

⁴⁸ Dados de horas-máquina para recuperação de pastagens provenientes de comunicação pessoal com o consultor agrícola Fabiano Alvim Barbosa, baseando-se em experiência pessoal com reformas de pastagens e dados de horas-máquina do Anualpec 2014 (FNP CONSULTORIA & COMÉRCIO, 2014).

Tabela 86 – Projeção da Demanda Adicional de Diesel dos Sistemas Integrados no Cenário BC. Valores Positivos Indicam Aumento no Cenário BC (GJ)

Demanda diesel (GJ)	2012	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Rec. pastagem – puro	472	4.246	7.904	9.672	11.406	11.406	13.103	4.763
Rec. pastagem – SI	–	–	201	312	431	431	556	688
PD puro	-4.796	-5.826	-5.290	-4.894	-4.408	-4.408	-3.829	-3.156
SI – plantio direto	–	–	94	146	201	201	259	321
Pasto adubado	–	–	–	-465	-481	-481	-498	-516
Consumo adicional de diesel (GJ)	-4.325	-1.580	2.908	4.772	7.149	7.149	9.590	12.100

Até aqui, foram avaliados os efeitos de segunda ordem das medidas consideradas no cenário BC do setor de Afolu, sobre o consumo de energia final. A seguir, são descritas as opções de mitigação do setor agropecuário que intencionam reduzir, diretamente, a demanda energética.

4.1.5.1.2 BIODIESEL EM MÁQUINAS AGRÍCOLAS

A substituição do diesel por biodiesel em máquinas agrícolas num cenário BC é uma opção viável de mitigação de emissões de GEE. Porém, o custo de transporte do biodiesel pode inviabilizar essa opção em locais distantes das áreas produtoras do biocombustível. O volume total de biodiesel que poderia estar disponível para o setor agropecuário depende também da capacidade instalada de produção, que em 2015 foi de aproximadamente 7,5 milhões de m³ por ano, produzindo em média 3,9 milhões de m³ (ANP, 2015). Isso implica uma taxa de ocupação média das plantas por volta de 52%, indicando grande capacidade ociosa, principalmente nas regiões Centro-Oeste e Sudeste. Logo, havendo matéria-prima suficiente, torna-se viável um cenário de produção de biodiesel para atender parte significativa da demanda por diesel do setor agropecuário.

A capacidade ociosa de 3,6 milhões de m³ do parque produtor de biodiesel seria capaz de suprir a demanda por diesel dos dois principais cultivos consumidores de diesel (soja e milho), estimados em 3,4 milhões de m³ para o cenário REF do presente estudo. Um aumento na capacidade instalada está prevista pela construção de uma nova planta de biodiesel no Rio Grande do Sul e pela expansão de três plantas existentes no Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Tocantins, que adicionarão mais 355.875 m³/ano à capacidade nacional de produção de biodiesel (ANP, 2015). A Tabela 87 mostra o consumo estimado de diesel em 2010 e 2050 dos três principais cultivos, nomeadamente soja, cana e milho. Juntos, representam cerca de 65% do consumo atual de diesel, como visto nos cálculos do cenário REF.

Para atender a demanda futura do setor agropecuário, deve-se considerar que: investimentos serão necessários para aumentar a capacidade de produção de biodiesel; e haverá demandas de outros setores, nomeadamente transportes, que poderão vir a competir com o setor agropecuário.

Tabela 87 – Demanda Estimada de Diesel pelos Principais Cultivos Consumidores (m³/ano)

m ³ /ano	2010	2050
Soja	1.132.734	2.214.296
Cana	1.312.855	2.160.784
Milho	1.026.599	1.305.799

Nesse contexto, considera-se no cenário BC a substituição de diesel mineral por biodiesel puro (B100) nos cultivos de soja e cana-de-açúcar. Esses dois cultivos representaram cerca de 47% do consumo de diesel estimado para o cenário REF em 2015. Essa participação em torno de 50% se mantém relativamente constante no período de análise (variando entre 48% e 52%) e foi utilizada como *proxy* para o potencial de substituição de diesel por biodiesel no setor agropecuário em um cenário BC. Ou seja, o potencial de substituição de diesel, por B100, é de 50% do consumo total de diesel no período 2010-2050. Presume-se que essa substituição máxima pode ocorrer começando imediatamente do zero, a partir de 2015, e aumentando linearmente, atingindo implementação total em 2020, quando o consumo de B100 no setor se aproximaria de 118.000 TJ (equivalente a 50% da demanda de diesel). Se metade da demanda de diesel do setor projetada no cenário REF for suprida por biodiesel, isso implicaria um consumo, em 2050, de 155.000 TJ de biodiesel, por volta de 4,4 milhões de m³, apenas no setor agropecuário.

Com base nas projeções de demanda de diesel até 2050, a atual capacidade ociosa de 3,9 milhões de m³ das plantas de biodiesel (incluindo expansões planejadas) é suficiente para satisfazer essa demanda até 2030. O volume necessário em 2050 implicaria uma necessidade adicional de capacidade de 500.000 m³, referente a um acréscimo anual de capacidade de 27.000 m³, por ano, entre 2030 e 2050. O volume de 500.000 m³ implica uma capacidade de 1.400 m³ por dia, equivalente à maior planta de biodiesel atualmente em funcionamento no Brasil, a planta da ADM em Rondonópolis, Mato Grosso, com 1.352 m³ por dia (ANP, 2015). Porém, dado que a atividade agrícola que vai utilizar esse biodiesel estará distribuída espacialmente em várias regiões do país, várias plantas de menor escala devem ser consideradas para reduzir o custo de transporte e permitir a implementação por cooperativas agrícolas.

4.1.5.1.3 EFICIÊNCIA DA ILUMINAÇÃO NA AVICULTURA

Os sistemas de iluminação e climatização em aviários de corte, atualmente, não são otimizados para minimizar o consumo de eletricidade (NASCIMENTO, 2011; BONA, 2010; OLIVEIRA et al., 2012). Oliveira et al. (2012) estimam que, se 50% dos aviários no Brasil forem modernizados pela implementação de aviários *dark house*,⁴⁹ isso geraria redução de GEE da ordem de 3,5 MtCO₂e por ano. A implementação desse tipo de aviário envolve uma série de medidas que incluem não apenas o uso de energia, mas também melhorias na conversão alimentar dos frangos e redução de excretas por ave. Para o uso de energia, a substituição de lâmpadas incandescentes por lâmpadas LED, reduzindo o consumo de 0,11 kWh por frango para 0,08 kWh por frango (OLIVEIRA et al., 2012). Porém, a metodologia de cálculo não foi explicitada.

Levantamentos conduzidos por Bona (2010) apontam possíveis opções para a melhoria da eficiência energética na iluminação de aviários. O índice de iluminância ideal para a criação e engorda de aves de corte é de 10 lux, e o modelo padrão para instalações é de se instalar 45 ou mais lâmpadas incandescentes de 100 Watts para galpões de 1.500 m² (BONA, 2010). Em geral, o avicultor não investe no esforço de otimizar a iluminação por vários métodos existentes. A simples introdução de um método adequado já gera economia de eletricidade, mesmo com lâmpadas incandescentes. O método dos lúmens é o que oferece melhores resultados, pois minimiza o número de lâmpadas enquanto garante a iluminância adequada (BONA, 2010).

Porém, segundo a Portaria Interministerial MME/MCTI e MDIC nº 1.007/2010, haverá banimento da venda de lâmpadas incandescentes a partir de 2016, já que lâmpadas incandescentes disponíveis no mercado não satisfarão os requerimentos mínimos de eficiência constantes da referida portaria (LUCENA et al., 2015). Portanto, presume-se aqui que, no cenário REF, todas as lâmpadas incandescentes de 100 W, atualmente o padrão em aviários no Brasil, serão substituídas por LFC de 40 W conforme for se exaurindo a vida útil das lâmpadas incandescentes em uso. Diante dessas considerações, foram identificadas duas medidas de baixo carbono para a iluminação de aviários. Em primeiro lugar, a simples introdução dos métodos dos lúmens na decisão de como distribuir lâmpadas pelo aviário. Essa medida poderia já ser implementada na mudança de incandescentes para LFC – presumiu-se aqui que 30% dos avicultores farão essa opção em 2016. Essa proporção aumenta para 100% em 2030. É razoável supor que 100% dos aviários nacionais adotarão algum método de otimização nesse horizonte, pois isso geraria aumento de competitividade dado o grande peso da eletricidade nos custos totais da avicultura. Essa medida será denominada BC1.

A segunda medida de baixo carbono, denominada BC2, envolve a substituição das LFC de 40 W por lâmpadas LED de 20 W pelo método dos lúmens a partir de um patamar de 5% em 2020, atingindo 100% em 2050. Assim como a BC1, essa medida tem custos totais negativos, indicando um benefício líquido e, portanto, sustentando a tese de que a medida será adotada em 100% dos aviários no horizonte 2050. A Tabela 88 resume as medidas de baixo carbono na avicultura.

49 Um aviário *dark house* (DH) representa avanço na eficiência de uso de energia por unidade de produto e, segundo Oliveira et al. (2012), “possui comedouro automático, bebedouro *nipple*, aquecimento a lenha e exaustores em pressão negativa, sendo o resfriamento realizado por nebulização e o uso de *pad cooling*, sendo indispensável o uso de gerador de energia. A iluminação é feita por lâmpadas LED com controle da intensidade de luz realizado por meio de *dimmer*. Possui forro de polietileno preto internamente e claro na parte externa, área de 2.400 m², com 16,2 aves por m² (totalizando 38.880 aves), com peso médio de 34,02 kg. (m²)⁻¹.”

Tabela 88 – Medidas de Baixo Carbono na Iluminação de Aviários

Cenário/Medida	Descrição
Referência	- Substituição de incandescentes por LFC de 40W em 2016 - Nenhum esforço de otimização da iluminância
Baixo Carbono – BC1	- Substituição de incandescentes por LFC de 40W em 2016 - Otimização da iluminância pelo método dos lúmens em 30% dos aviários em 2016 linearmente, chegando a 100% em 2030
Baixo Carbono – BC2	- Substituição incandescentes por LFC em 2016 - Substituição de LFC de 40W por LED de 20W em 5% dos aviários em 2020 linearmente, chegando a 100% em 2050

A Tabela 89 mostra o consumo de eletricidade para iluminação na avicultura para os vários cenários. Nota-se que, mesmo com o aumento do rebanho de 5,4 bilhões de aves, em 2012, para quase 12 bilhões, em 2050, a implementação de uma ou outra medida traria diminuição significativa no consumo total de eletricidade para a iluminação dos aviários. A medida BC1 levaria a uma redução de 45% no consumo de eletricidade em 2050, enquanto que a medida BC2 traria redução ainda maior, de 65% em 2050. No cenário REF, o consumo específico de eletricidade com incandescentes (até 2015) é de 0,32 kWh/ave/ano, caindo para 0,13 kWh/ave/ano LFC em 2016 com a substituição mandatória das lâmpadas incandescentes. As medidas de baixo carbono reduzem esse consumo específico para 0,07 kWh/ave/ano, no caso da BC1, e para 0,04 kWh/ave/ano, no caso da BC2.

Tabela 89 – Consumo de Eletricidade para Iluminação na Avicultura (GWh) nos Cenários REF e BC

Cenários	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
REF	824	914	1018	1125	1232	1334	1427	1514
BC1	824	739	718	615	673	729	780	828
BC2	824	884	964	1026	1052	1013	861	525

A Figura 94 mostra a demanda de eletricidade pelo subsetor avicultura nos cenários REF e BC.

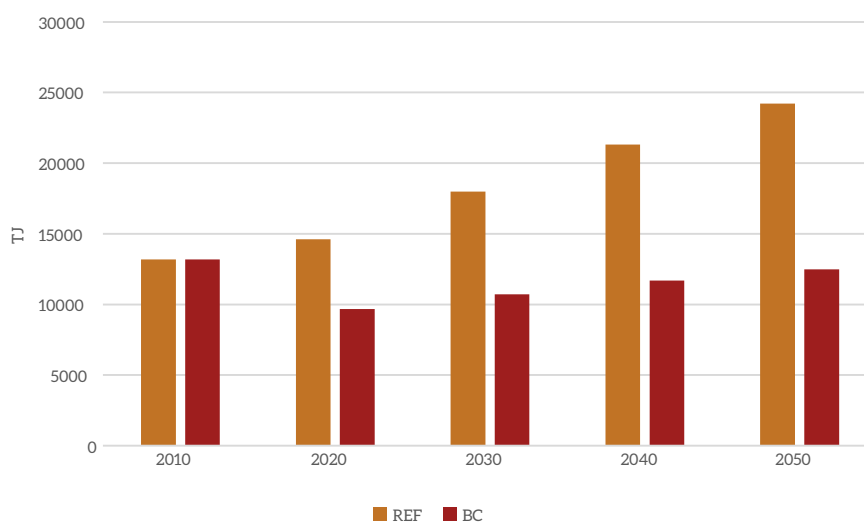


Figura 94 – Demanda de Eletricidade no Subsetor Avicultura nos Cenários REF e BC

4.1.5.1.4 SECAGEM DE GRÃOS

A secagem de grãos é responsável pela maior parte da demanda de lenha para fins de geração de calor no setor agropecuário brasileiro. O aumento na eficiência térmica dos secadores levaria a uma redução no consumo de lenha.

De acordo com Silva et al. (2008), a secagem combinada de grãos pode reduzir em até 50% o consumo de energia durante o processo de secagem. Ela consiste em utilizar secadores de alta temperatura enquanto o produto tiver alto teor de umidade, seguido da transferência para um sistema de baixa temperatura até que se atinja o teor desejado de umidade. Nesses casos, as câmaras de resfriamento são convertidas em câmaras de secagem a baixas temperaturas. Já que se reduz a permanência dos grãos no secador de alta temperatura, a capacidade nominal destes aumenta, sendo possível até dobrar sua capacidade.

Para o cenário BC, estima-se aumento na eficiência média dos secadores de grãos a lenha de 45% (cenário REF) para 55%, causando redução na energia primária necessária para secagem da mesma quantidade de grãos. A Tabela 90 mostra os consumos de energia primária, em forma de lenha, dos secadores de grãos para os cenários REF e BC.

Conforme explicado no cenário referencial, a eficiência do secador varia de acordo com o grão. Para o cenário BC, as eficiências utilizadas foram de 60% para soja e trigo; 50% para milho; e 40% para arroz, resultando em 55% a média ponderada pela produção desses grãos em 2010.

Tabela 90 – Energia Primária em Lenha (MJ) Necessária para Secagem de 1 t de Grão. Eficiências Utilizadas Foram de 40%

Cultivo	Cenário de Referência	Baixo Carbono	Unidade
Soja	340	300	MJ/t
Milho	760	600	MJ/t
Trigo	600	440	MJ/t
Arroz	523	462	MJ/t

Fonte: BELL, 2012, exceto para o arroz, que foi calculado como 0.65 da eficiência da soja, de acordo com QUEIROZ, 2003

4.1.5.1.5 ELETRICIDADE NA IRRIGAÇÃO

Muitos estudos citam a baixa eficiência no uso de eletricidade na irrigação brasileira. A seguir, alguns estudos serão citados, as soluções apresentadas serão exploradas como potencial de aumento na eficiência energética, e a consequente redução no consumo de eletricidade na irrigação.

Como é de se esperar, o potencial de aumento de eficiência varia muito na literatura, de acordo com a região, a cultura e as práticas de irrigação presentes na área de estudo. Muitos autores apontam para a falta de informação dos agricultores, que não se baseiam no coeficiente de cultura para determinar a lâmina de irrigação a ser aplicada, resultando num excesso de aplicação de água (BERGAMASCHI et al., 2006) ou no déficit hídrico (REIS et al., 2005). Mais comumente o excesso e, em geral, por problemas de inadequação operacional (ZOCOLER et al., 2012) ou de manutenção e dimensionamento do equipamento (ANDRADE, 2011; MENDONÇA et al., 2007; PEREIRA, 2005).

Quanto às melhorias técnicas, destacam-se a adoção de sistemas mais eficientes, como o sistema LEPA (*low energy precision application*) e de inversores de frequência, e a introdução da tensiometria como método de determinação das lâminas de irrigação, conforme descrito a seguir.

Rizzatti (2007) estimou a demanda elétrica de cultura de feijão irrigada por pivô central sob dois manejos de irrigação (Tanque Classe A e tensiometria), tanto em plantio direto quanto em convencional. Resultados obtidos indicam que a adoção de manejo da lâmina d'água por tensiometria apresenta grande potencial de redução de demanda energética pelo sistema de irrigação. Os resultados obtidos demonstram a complexidade de se estimar o potencial de redução de consumo elétrico quando se levam em conta as várias opções de estratégias. A adoção de plantio direto se torna relevante apenas quando a lâmina de irrigação é calculada a partir de medições da umidade do solo. Os tensiômetros fazem exatamente isso, mas o método Tanque Classe A estima a lâmina de irrigação a partir da evaporação da água no tanque, e não no solo. Assim, não há diferença entre o consumo elétrico sob plantio direto e convencional quando a lâmina é calculada pelo método Tanque Classe A. Um resultado interessante é que, com o uso da tensiometria, o consumo elétrico por hectare (kWh/ha) foi entre 8% e 15% mais alto sob plantio direto que convencional, mas com um concomitante aumento de 28% a 47% na produtividade (kg/ha) (RIZZATTI, 2007). Esse resultado indica que a simples adoção de plantio direto não levará à redução do consumo de eletricidade na irrigação se o cálculo da lâmina de irrigação não for feito a partir de medições do teor real de umidade do solo. Isso porque a medição da lâmina a partir da umidade relativa do ar (método Tanque Classe A) não captura a melhor retenção da umidade causada pelo plantio direto. O resultado também indica que a métrica de eficiência deve ser o conteúdo energético do produto agrícola final (e.g., kWh/kg de grãos), e não o consumo de eletricidade por hectare.

No caso do pivô central, a introdução de sistemas LEPA que reduzem as perdas de água por evapotranspiração apresenta bom potencial para a redução do consumo elétrico na irrigação (OLIVEIRA et al., 2005; ANDRADE, 2001; REIS et al., s.d.). O valor numérico dessa redução vai depender das condições do cultivo, como solo, clima e da região do país.

Araújo et al. (2004) estimam que inversores de frequência junto com transdutores de pressão podem reduzir o consumo de eletricidade em até 58% por meio da otimização da pressão hidráulica aplicada pela bomba. Os autores citam Campana et al. (2000) como tendo estimado a viabilidade econômica de tal equipamento em pivô central. Moraes et al. (2011) realizaram simulação de gasto de energia elétrica em perímetro irrigado hipotético para culturas frutíferas com o uso do inversor de frequência, com restrição do número de horas de funcionamento diário em função da época do ano, visando maximizar o índice de carregamento dos motores e o rendimento do conjunto motobomba. Os resultados da simulação indicam que a melhoria no rendimento do conjunto motobomba pelo uso do inversor e do gerenciamento do número de horas pode gerar economia de energia elétrica entre 7% e 62%.

Em termos da demanda de eletricidade na irrigação no cenário BC, junto ao cenário REF, valores médios de consumo específico de eletricidade por hectare (kWh/ha) foram usados para os cinco principais sistemas de irrigação usados no Brasil. Esses valores foram estimados usando-se a média de valores reportados na literatura. Uma possibilidade em um cenário BC seria a paulatina migração da média nacional para os valores mais baixos de consumo específico do intervalo de valores encontrados na literatura. Esses valores, junto com os valores adotados para o cálculo das projeções da REF, estão na Tabela 91. Para o caso da irrigação por inundação, a redução de 30% indicada por Righes (2004) como possível no consumo de energia foi adotada sobre o valor calculado para o cenário REF.

Tabela 91 – Consumo Específico de Eletricidade por Sistemas de Irrigação no Brasil nos Cenários REF e BC

	REF	BC	Unidade	Fonte
Pivô central	8,69	5,37	kWh/mm/ha	LIMA et al., 2009
Aspersão	7,50	6,00	kWh/mm/ha	MARQUELLI; SILVA, 1998
Localizado	2,50	1,00	kWh/mm/ha	MARQUELLI; SILVA, 1999
Inundação	777	544	kWh/ha/ciclo	SOSBAI, 2007; RIGHES, 2004

Usando esses valores, e as projeções de área plantada para o cenário BC, e assumindo-se que as proporções de área irrigada por cultivo se mantêm iguais às usadas no cenário REF, chega-se a uma projeção de demanda de eletricidade na irrigação, no período entre 2010 e 2050, que atinge 21.000 GWh em 2050, o que representa redução de 25% no consumo em relação ao cenário REF. Essa redução ocorre apesar do aumento na área colhida da cana-de-açúcar em 2050 de 12,8 milhões de hectares no cenário REF para 14 milhões de hectares no cenário BC, o que levou também a aumento na área irrigada da cana. Isso indica que a melhora na eficiência dos pivôs centrais mais do que compensaria o aumento da área irrigada causada pela cana.

Medeiros (2010) analisou várias configurações para otimizar o desempenho econômico de pivôs centrais em uma área de 418 hectares em Goiás e concluiu que uma economia média de 30% seria possível com a otimização dos diâmetros dos tubos e da potência dos conjuntos motobomba e de 10% com a instalação de inversores de frequência. Os resultados indicam que o uso de rotações mais elevadas do conjunto motobomba levam a melhor rendimento do sistema. O uso de 3.500 rpm não é muito utilizado, predominando o uso de 1.750 rpm, que tem menor custo-benefício. O mesmo se pode dizer de motores de alto rendimento, que têm custo de investimento um pouco mais caro, mas reduzem o consumo de energia.

Presumindo-se que essas medidas sejam apenas parcialmente aditivas, chega-se a um valor da redução da demanda de eletricidade entre 30% e 35%. Os valores da Tabela 91 indicam reduções no consumo específico dos sistemas de irrigação por pivô central de 38% para o caso específico avaliado por Lima et al. (2009), mostrando que esse potencial é realista. Portanto, propõe-se como medida de baixo carbono o aumento da eficiência na irrigação por pivô central que leva a uma redução de 30% no consumo específico de eletricidade nos cultivos de soja, milho, trigo, cana-de-açúcar, algodão e forrageiras para bovinos. Considera-se uma penetração gradual da medida começando com 20%, em 2020, e atingindo 75% dos sistemas, em 2050.

4.1.5.2 PROJEÇÕES CONSOLIDADAS POR FONTE DE ENERGIA

As projeções das demandas pelos vetores energéticos do setor agropecuário foram geradas com base nas medidas de mitigação e nos valores de consumo descritos nas seções anteriores, bem como projeções de área e produção dos produtos agrícolas do cenário BC do setor de Afolu.

É importante frisar que há aumento de 1.277.891 hectares na área colhida de cana-de-açúcar no cenário BC em relação ao cenário REF. Esse aumento na produção de cana resulta em incremento da demanda de diesel, para máquinas agrícolas, e de eletricidade na irrigação.

A seguir, apresenta-se a projeção por cada vetor em cada subsetor, seguida da projeção da demanda por vetor energético do setor como um todo. A demanda de GLP permaneceu inalterada em relação ao cenário REF devido à ausência de dados sobre potenciais medidas de redução da demanda desse combustível fóssil pelo setor. A Tabela 92 resume as análises feitas nas seções precedentes, indicando a estimativa de demanda de energia de cada subsetor, por vetor energético, para os anos de 2010 e 2050.

Tabela 92 – Demanda de Energia pelos Subsetores do Setor Agropecuário no Cenário BC (TJ)

TJ		Irrigação	Avicultura	Secagem de Grãos	Leite	Pecuária Intensiva	Cultivos	Recuperação de Pastagens	Subtotal
Eletricidade	2010	31.939	13.179	22	19.597	165	0	0	64.902
	2050	75.772	12.481	58	23.348	542	0	0	112.201
Lenha	2010	0	25.148	82.448	0	0	0	0	107.595
	2050	0	46.212	193.748	0	0	0	0	239.960
Diesel	2010	0	0	0	24.988	91	198.357	749	224.186
	2050	0	0	0	29.772	292	263.881	18101	312.047
GLP	2010	0	102	237	0	0	0	0	339
	2050	0	282	1.423	0	0	0	0	1.705
							Demanda Total 2010		397.022
							Demanda Total 2050		665.913

A Figura 95 mostra a projeção da demanda de energia no cenário BC do setor agropecuário brasileiro, que chega a 665 mil TJ em 2050, ou seja, redução de quase 10% sobre a demanda energética do cenário REF. Essa redução de demanda de energia decorre dos seguintes aspectos: aumento da área colhida de cana-de-açúcar; reformas de pastagens; e o fato de potenciais reduções no consumo específico de eletricidade na irrigação pela adoção de sistemas conservacionistas não terem sido incluídas nas projeções numéricas. A área rosa da Figura 95 mostra o potencial de substituição de diesel mineral por biodiesel B100 nos cultivos de soja e cana-de-açúcar.

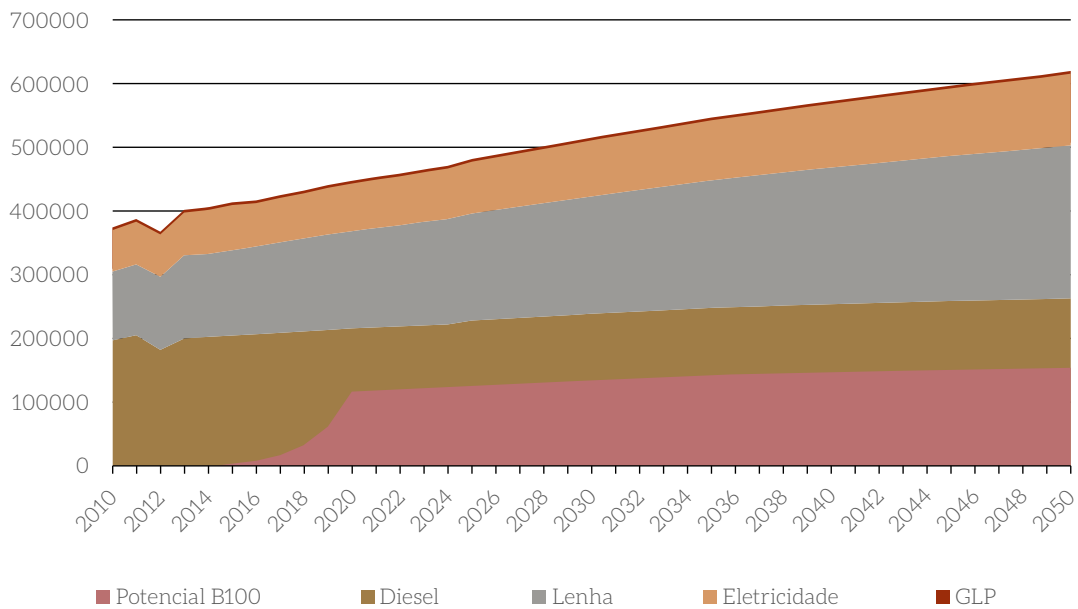


Figura 95 - Projeção da Demanda de Energia do Setor Agropecuário Brasileiro no Cenário BC

A Figura 96 mostra a comparação entre as projeções de demanda de energia no setor agropecuário nos cenários REF e BC.

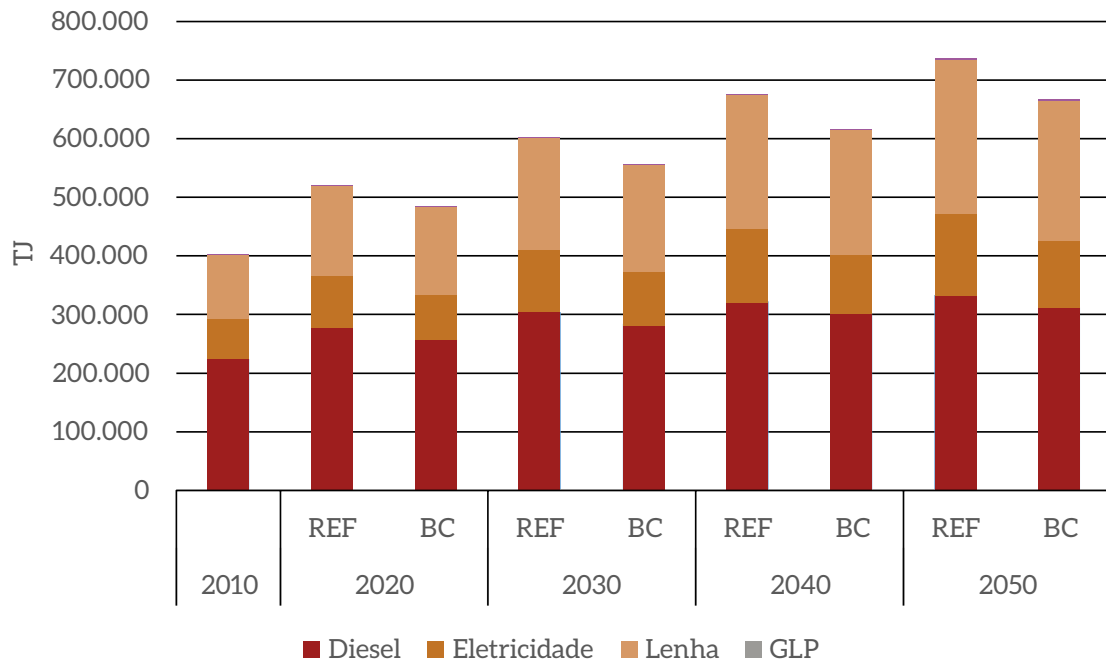


Figura 96 - Comparação das Demandas de Energia nos Cenários REF e BC do Setor Agropecuário Brasileiro

4.1.5.2.1 PROJEÇÃO DA DEMANDA DE DIESEL

A Figura 97 mostra a projeção da demanda de diesel no cenário BC do setor agropecuário brasileiro. A demanda por diesel chega a 312.047 TJ em 2050, ou seja, redução de 6,4% sobre a demanda do cenário REF. Essa baixa redução na demanda é consequência, principalmente, do baixo potencial de substituição de motores de ciclo diesel para geração de força motriz na agropecuária. Como indicado, o biodiesel pode substituir o diesel mineral, como mostra a área rosa na Figura 97, mas em base energética a demanda não se alteraria, já que as máquinas permaneceriam basicamente as mesmas. Além disso, deve-se contabilizar o aumento na demanda de diesel causado pelo aumento da área de pastagens a serem recuperadas no cenário BC. Finalmente, vale ressaltar a exclusão das potenciais reduções proporcionadas pela adoção de sistemas conservacionistas, como o plantio direto, que não foram incluídas nessa projeção numérica de demanda de diesel devido às grandes incertezas.

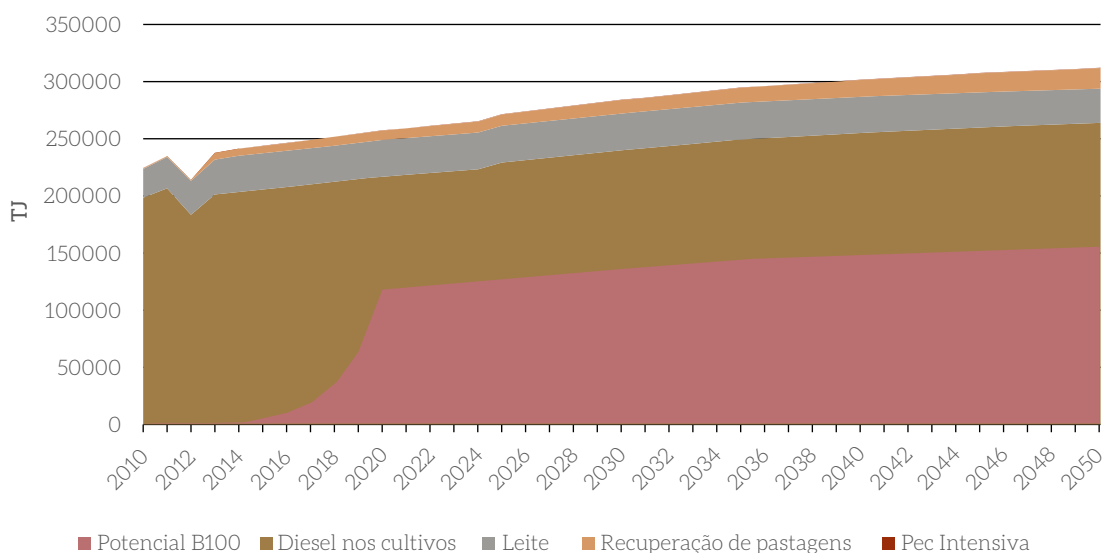


Figura 97 – Projeção da Demanda de Diesel no Cenário BC

4.1.5.2.2 PROJEÇÃO DA DEMANDA DE ELETRICIDADE

A Figura 98 mostra a projeção da demanda de eletricidade no cenário BC do setor agropecuário brasileiro, que chega a 112.201 TJ em 2050, ou seja, redução de 19% sobre a demanda projetada no cenário REF. Vale lembrar novamente que as potenciais reduções proporcionadas pela adoção de sistemas conservacionistas, como o plantio direto, não foram incluídas nessa projeção numérica devido às grandes incertezas.

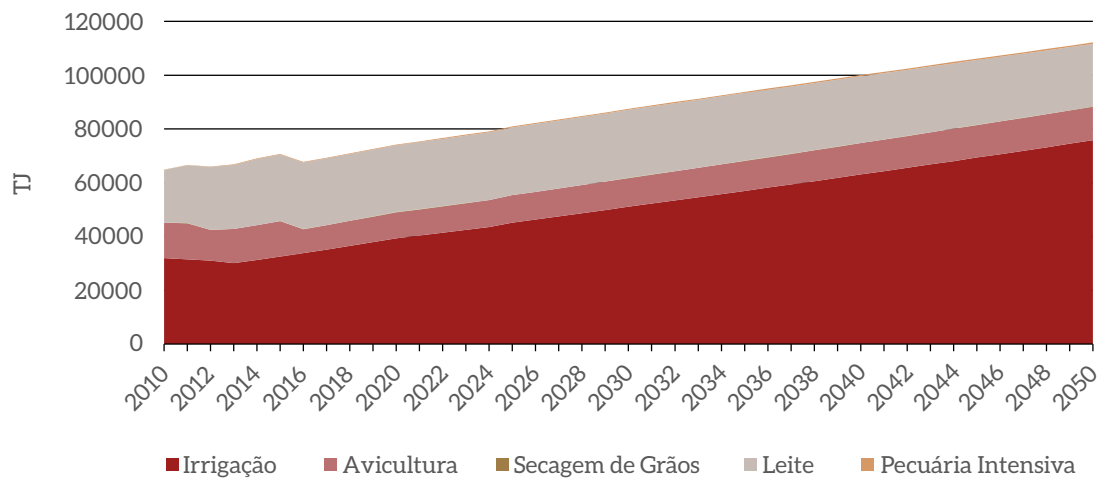


Figura 98 – Projeção da Demanda de Eletricidade no Cenário BC

4.1.5.2.3 PROJEÇÃO DA DEMANDA DE LENHA

A Figura 99 mostra a projeção da demanda de lenha no cenário BC do setor agropecuário brasileiro, que chega a 239.960 TJ em 2050, ou seja, redução de 9% sobre a demanda do cenário REF. Essa redução é consequência da maior eficiência dos secadores de grãos introduzidos.

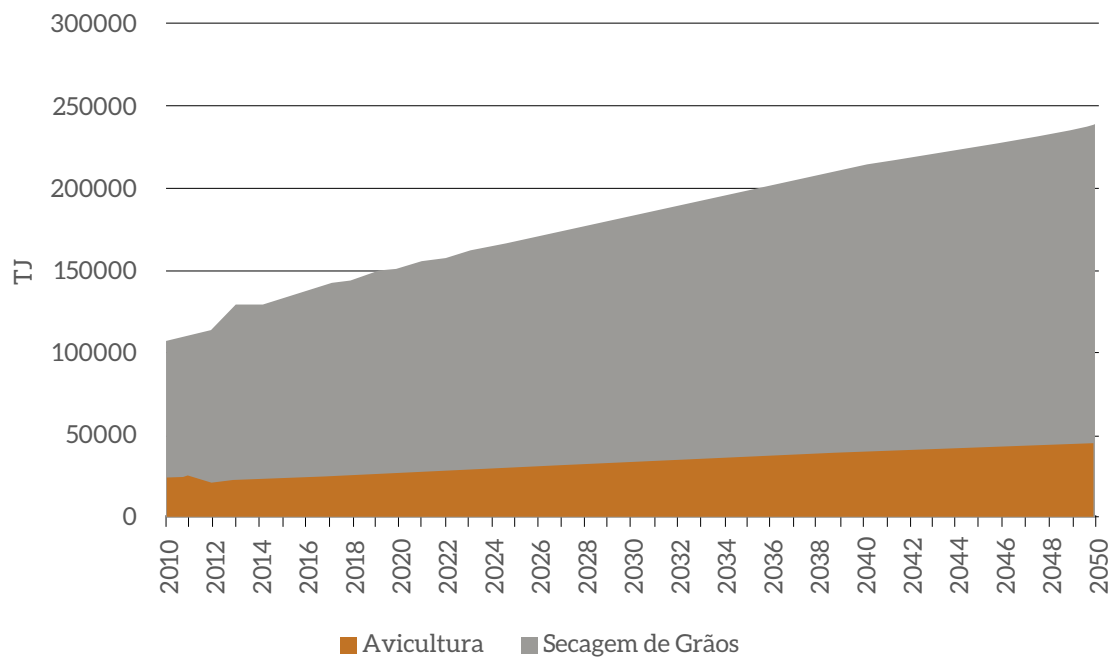


Figura 99 – Projeção da Demanda de Lenha no Cenário BC

4.2 CONSOLIDAÇÃO DAS EMISSÕES DE GEE RESULTANTES DAS ATIVIDADES AGROPECUÁRIAS E MUDANÇAS DE USO DA TERRA NO CENÁRIO DE BAIXO CARBONO

4.2.1 EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO DE SOLOS AGRÍCOLAS E DE MANEJO DE DEJETOS

As emissões pelo uso de fertilizantes atingem 354 Gg em 2050 (Figura 100). Essa projeção representa aumento de 7,3 Gg de N_2O , em 2035, e de 15,3 Gg, em 2050, em relação ao cenário REF. Essa variação decorre do aumento da demanda de nitrogênio por conta da expansão das áreas de cultivo de cana-de-açúcar, do aumento de recuperação de pastagens, sistemas integrados e florestas plantadas. No entanto, no cenário BC, ocorre também o crescimento das áreas com uso de FBN, o que diminui a quantidade de N sintético necessário para a adubação.

As emissões de N nas áreas adicionais de pasto recuperado entre os cenários totalizaram 101 mil Gg de CO_2e , de 2012 a 2050, sendo 18 mil em áreas de sistemas integrados e 83 mil na recuperação de pastagens solteiras. Essa quantidade de emissões foi utilizada no balanço de emissões para se alcançar potencial de abatimento das estratégias de mitigação de intensificação da pecuária e adoção de sistemas integrados, como será mencionado nas seções 4.3.3.2 e 4.3.6.4.

O aporte de N via FBN no cenário BC contribuiu para a economia de 7,1 milhões de toneladas de N entre 2012 e 2050, 4,8 milhões a mais, se comparado ao cenário REF. Convertendo esses valores em emissões de CO_2e , para o que se utiliza a métrica GWP 100 anos – AR5, foram evitadas emissões de 23.700 Gg CO_2e até 2050, ou seja, 16 mil Gg CO_2e a mais que no cenário REF, por conta da adoção dessa medida. Esse valor de potencial de abatimento será relatado na seção 4.3.4.1 e utilizado para o cálculo dos custos de abatimento por utilização de FBN.

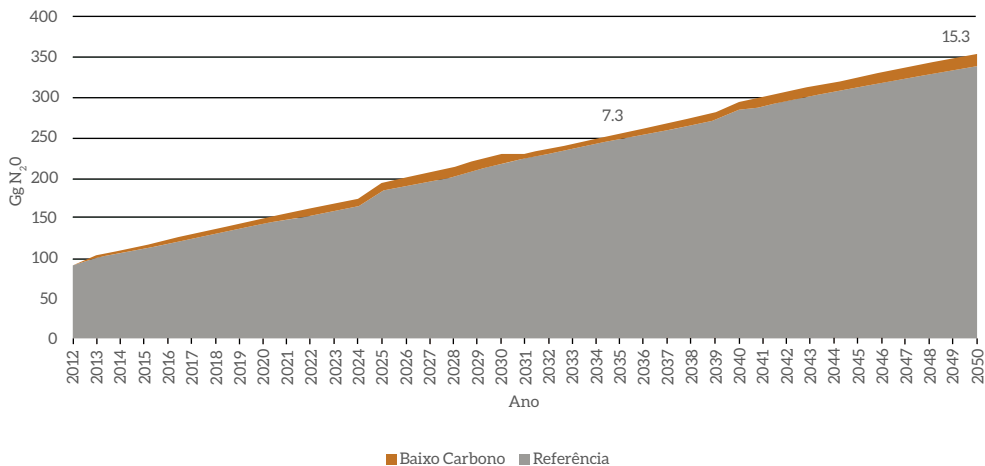


Figura 100 – Emissões de N_2O Devido ao Uso de Fertilizantes Nitrogenados nos Cenários REF e BC

As emissões relativas aos resíduos agrícolas aumentam de 44,8 Gg de N_2O , em 2012, para 110 Gg de N_2O , em 2050 (Figura 101). O aumento das emissões em relação ao cenário REF também decorre da maior área com cultivo de cana no cenário BC.

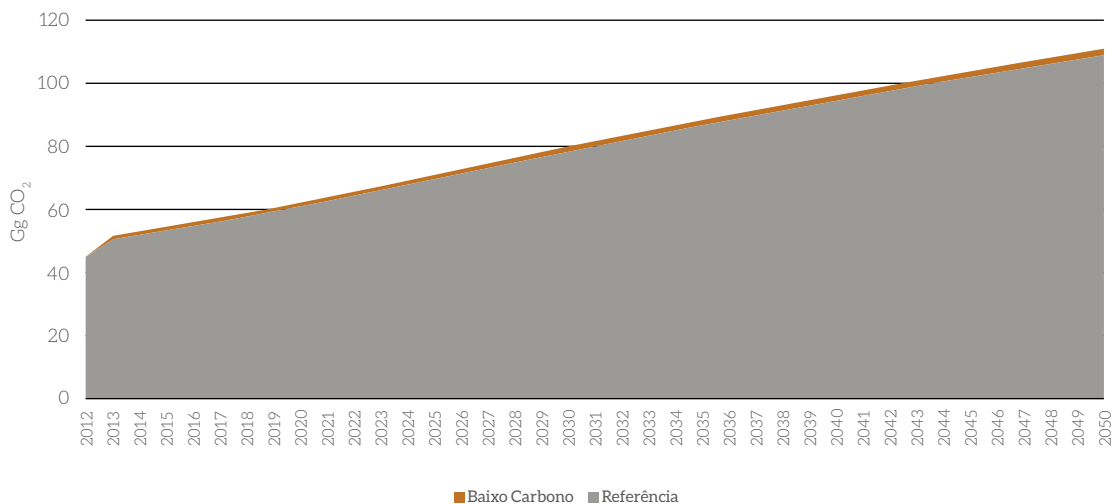


Figura 101 – Emissões de N₂O Devido à Incorporação dos Resíduos de Colheita ao Solo nos Cenários REF e BC e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050

A Figura 102 mostra as emissões pelo uso de vinhaça como adubo, que são de 7 Gg de N₂O, em 2012, e chegam a 9,3 Gg de N₂O, em 2050. Ou seja, 0,8 Gg de N₂O a mais que no cenário REF, devido à maior produção de etanol informada pelo setor energético.

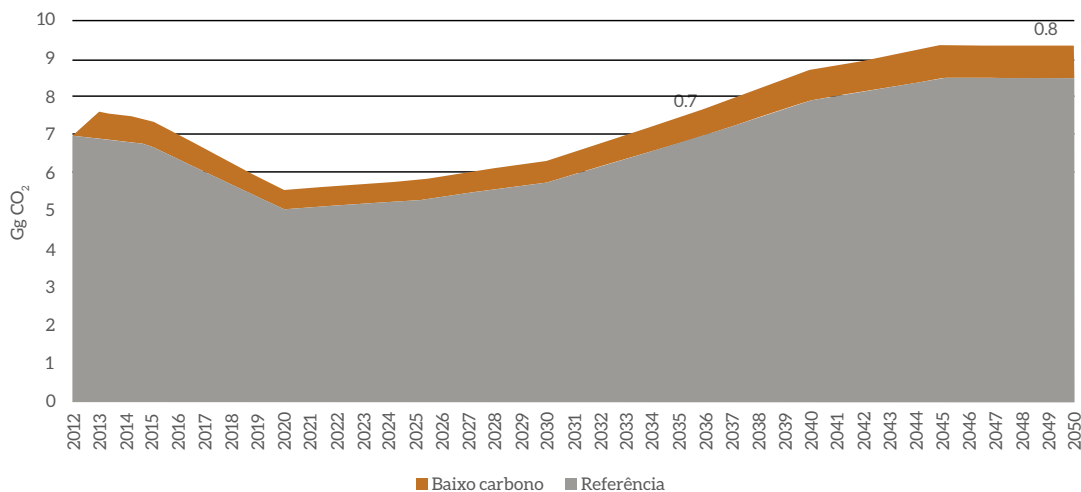


Figura 102 – Emissões de N₂O pelo Uso de Vinhaça nos Cenários REF e BC e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050

Finalmente, a maior parte das emissões de óxido nitroso pelos solos agrícolas vem dos dejetos animais depositados em pastagens e pelo uso de adubo animal. Essa projeção de emissões acompanha o crescimento do rebanho bovino (Figura 103), chegando a 444 Gg de N₂O, em 2050, contra 323 Gg, em 2012. Entretanto, comparativamente ao cenário REF, há redução das emissões de 80 Gg de N₂O, em 2050, como consequência da redução do rebanho bovino.

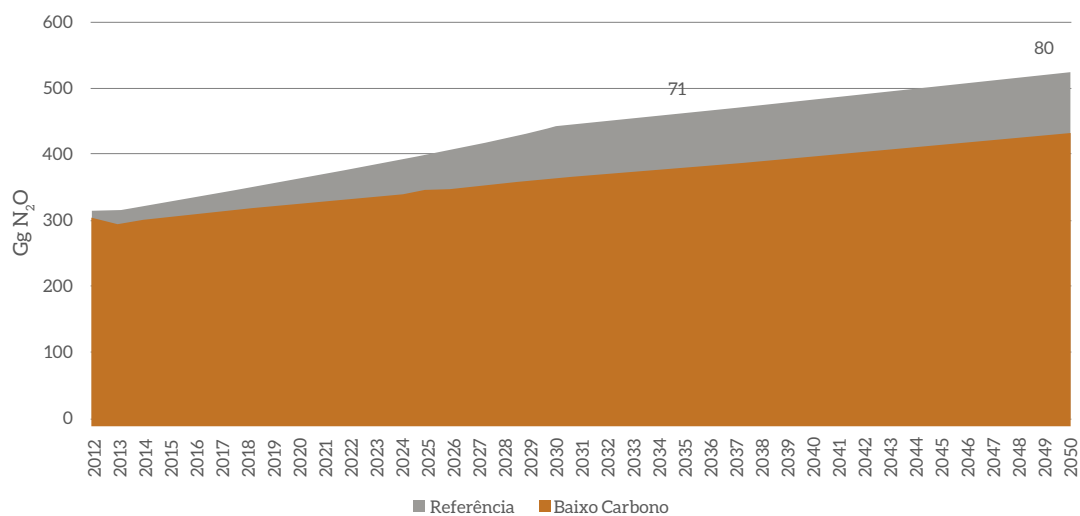


Figura 103 – Emissões de N₂O pela Deposição de Dejetos Animais em Pastagens e Uso de Adubo de Bovinos e Outros Animais nos Cenários REF e BC e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050

Soma-se às emissões mostradas acima o óxido nitroso do manejo de dejetos animais. Os resultados mostram emissões de 13,8 Gg de N₂O, em 2012, e 26,3 Gg, em 2050; 0,5 Gg de N₂O a menos que no cenário REF (Figura 104). A diferença apresentada entre os cenários é pequena, posto que a maior parte dessas emissões tem origem nos rebanhos de suínos e aves que não se alteram entre os cenários.

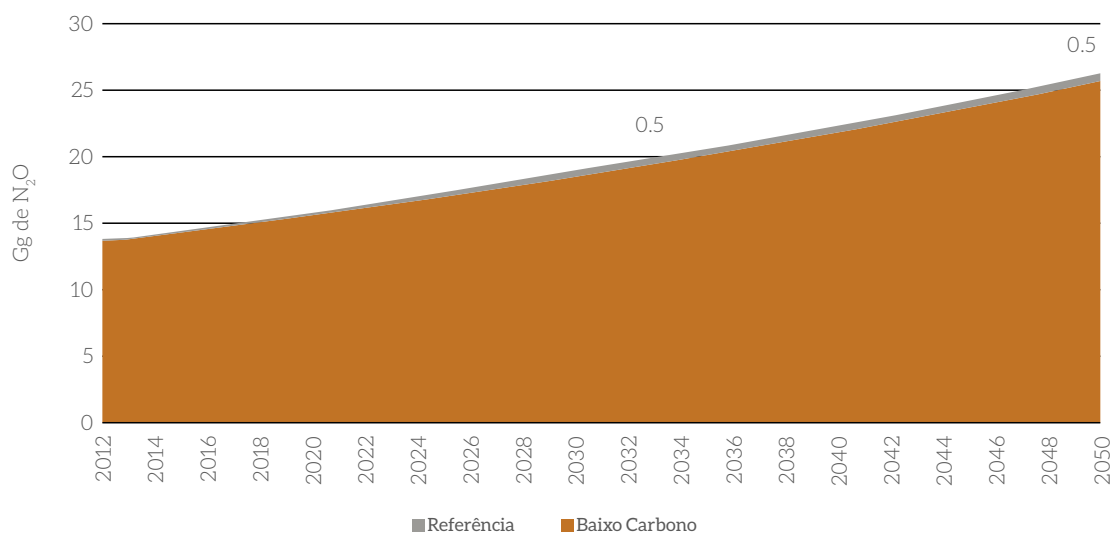


Figura 104 – Emissões de N₂O pelo Manejo de Dejetos nos Cenários REF e BC e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050

4.2.2 EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO E METANO PELA QUEIMA DE RESÍDUOS AGRÍCOLAS

O pressuposto de que a queima de resíduos agrícolas diminuirá progressivamente no país foi mantida no cenário BC. Dessa forma, observa-se que as emissões de metano e óxido nitroso pela queima da palha de cana-de-açúcar, que correspondem a 140 e 3,6 Gg de N_2O e CH_4 , respectivamente, em 2012, zeram em 2050.

Porém, em razão da expansão do cultivo de cana no cenário BC, essas emissões são maiores que as observadas no cenário REF ao longo do período (Figura 105).

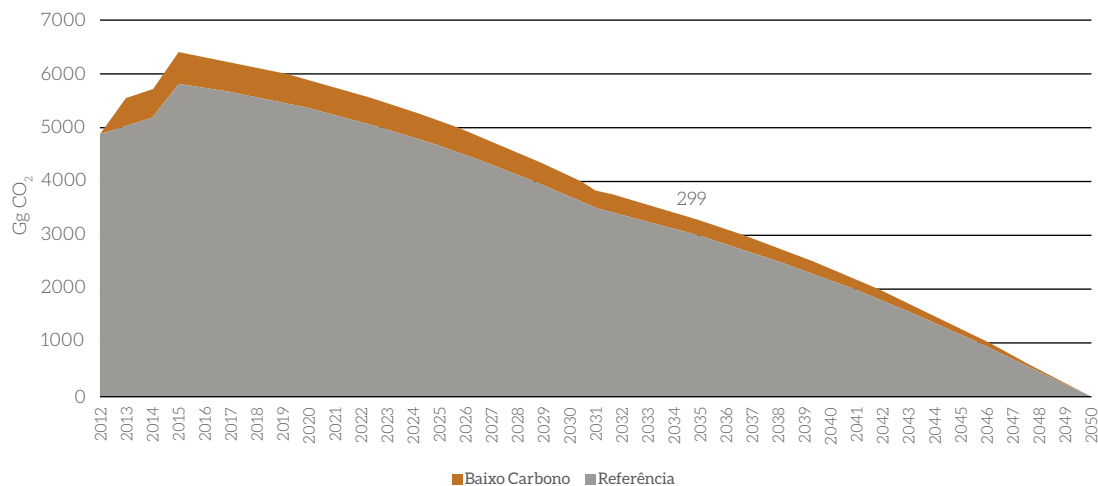


Figura 105 – Emissões pela Queima da Palha de Cana-de-açúcar, em Gg de CO₂e, nos Cenários REF e BC, e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035

4.2.3 EMISSÕES DE METANO PELO CULTIVO DE ARROZ

As emissões de metano pelo cultivo de arroz não se alteram do cenário REF para o cenário BC, já que a área plantada desse cultivo é a mesma e as características de manejo não mudam. Assim, em 2012, são emitidos 481 Gg de CH_4 , que se reduzem a 472, em 2035, e chegam a 475, em 2050.

4.2.4 EMISSÕES DE METANO POR FERMENTAÇÃO ENTÉRICA E MANEJO DE DEJETOS ANIMAIS

A fermentação entérica continua sendo a maior fonte de emissões da agropecuária no cenário BC, responsável pela emissão de 10.072 Gg de CH_4 , em 2050, o que representa aumento de 6% no período entre 2012 e 2050 (Figura 106). A estabilização das emissões a partir de 2035 se deve a dois fatores: redução das categorias de animais que mais emitem metano (eliminação de animais acima dos quatro anos e diminuição dos animais acima de três anos); e crescimento da fração do rebanho que emite menor quantidade de GEE (animais confinados e em pastagens reformadas e adubadas).

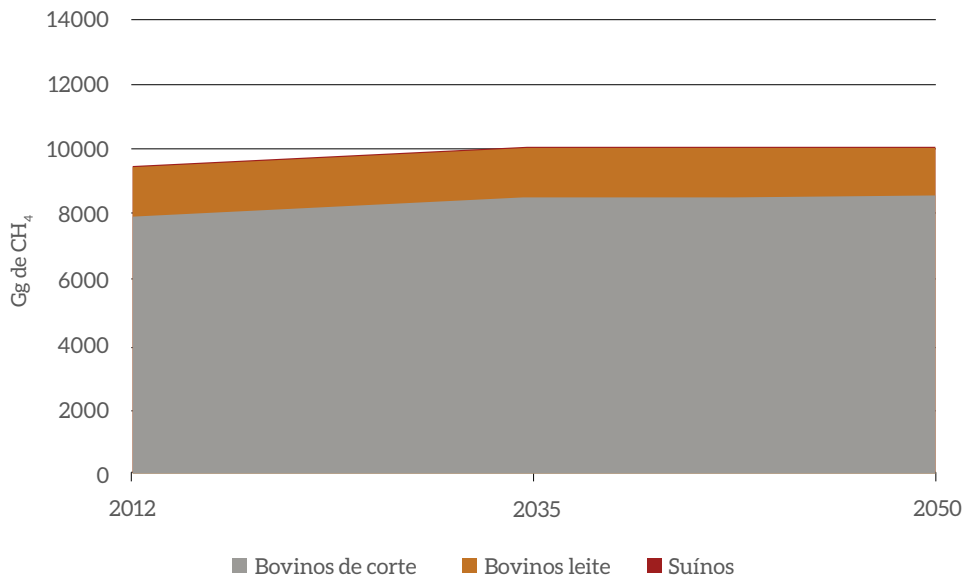


Figura 106 – Emissões de CH₄ por Fermentação Entérica no Cenário BC

Comparadas às emissões do cenário REF, observa-se redução de emissões de 72 mil Gg de CH₄, em 2035, e 75 mil, em 2050 (Figura 107). Essa redução é resultado da diminuição do rebanho total e do número de animais em pastagens degradadas e extensivas, bem como do aumento do confinamento.

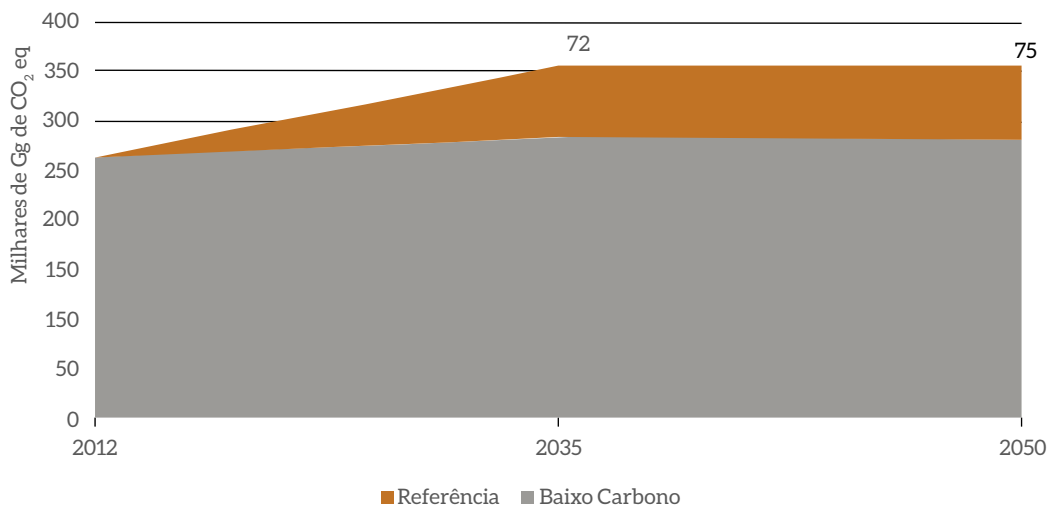


Figura 107 – Emissões por Fermentação Entérica em Milhares de Gg de CO₂e, segundo as Projeções do Cenário REF e do Cenário BC, e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050

Quanto às emissões de metano por manejo de dejetos, observa-se aumento ao longo de todo o período de estudo, partindo de 755 Gg de CH₄, em 2012, e chegando a 943 Gg de CH₄, em 2050. O grupo animal que mais contribuiu para as emissões dessa fonte de GEE são os suínos, que apresentam os maiores fatores de emissão (Figura 108).

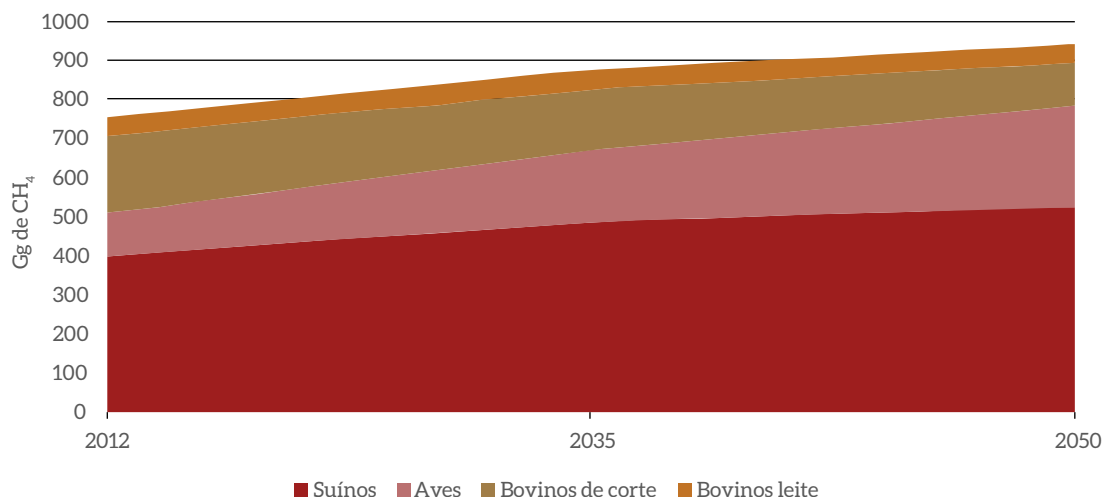


Figura 108 – Emissões de CH₄ por Manejo de Dejetos Animais no Cenário REF

Devido à diminuição do rebanho no cenário BC e à medida de mitigação relacionada ao aproveitamento energético do metano dos dejetos da bovinocultura, foi possível a redução de 142 Gg de CH₄, em 2035, e de 206 Gg de CH₄, em 2050 (Figura 109). Deve-se destacar que os potenciais e custos de abatimento foram mensurados pelo setor de gestão de resíduos, que os informou para reporte, em termos de emissões, semelhantemente à metodologia da TCN, nesse setor. Logo, os custos associados à implementação da medida estão disponíveis naquele relatório.

Convertendo-se as emissões de todos os grupos animais em CO₂e, as emissões do cenário BC por manejo de dejetos animais é menor em 3,9 mil Gg de CO₂e, em 2035, comparadas às do cenário REF, e 5,7 mil Gg de CO₂e, em 2050 (Figura 110).

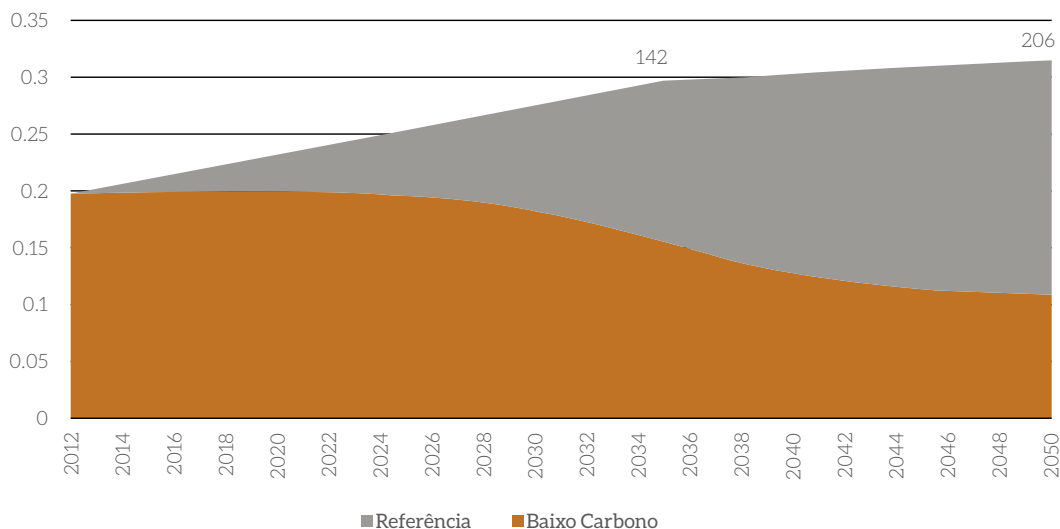


Figura 109 – Emissões por Manejo de Dejetos Animais da Bovinocultura, em Gg de CH₄, segundo as Projeções do Cenário REF e do Cenário BC e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050

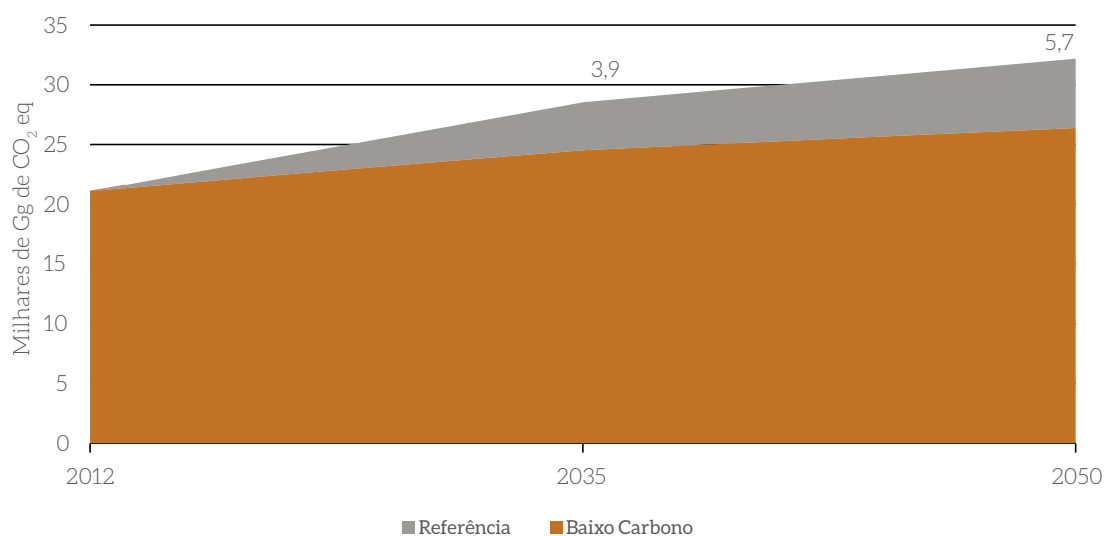


Figura 110 – Emissões por Manejo de Dejetos Animais, em Milhares de Gg de CO₂e, segundo as Projeções do Cenário REF e do Cenário BC e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050

A alteração na projeção do rebanho para o cenário BC reduziu, entre os cenários, as emissões de: óxido nitroso de animais em pastagem e uso de adubo animal; óxido nitroso e metano pelo manejo de dejetos; e de metano pela fermentação entérica. Somadas as reduções de 2012 a 2050, obtêm-se 2.773 mil Gg de CO₂e evitados, que representam grande parte do potencial de abatimento da intensificação da pecuária a ser mencionado na seção 4.3.3.2.

4.2.5 EMISSÕES POR MUDANÇAS DE USO DA TERRA

4.2.5.1 BIOMASSA

A partir das projeções de desmatamento para cada bioma, foram calculadas as emissões por perda da vegetação nativa. As emissões totalizam 333 mil Gg de CO₂ em 2050 (Figura 111). A variação das emissões no período acontece por conta da biomassa, que varia ao longo do tempo.

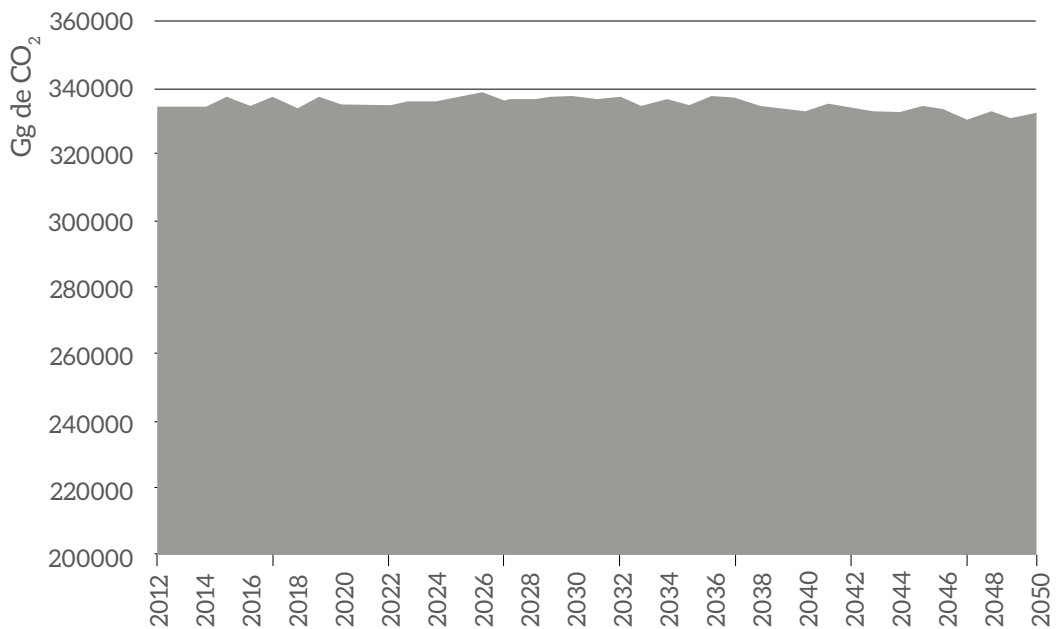


Figura 111 – Emissões de CO₂ por Desmatamento no Cenário BC

Comparando as emissões por desmatamento entre os cenários BC e REF, verifica-se redução média anual de 45 mil Gg de CO₂ de 2012 a 2050 (Figura 112). Somando-se essa redução para todo o período, chega-se a 1.610 mil Gg de CO₂ em emissões evitadas, valor que será utilizado para o cálculo dos custos marginais de abatimento provenientes da redução do desmatamento na seção 4.3.1.8.

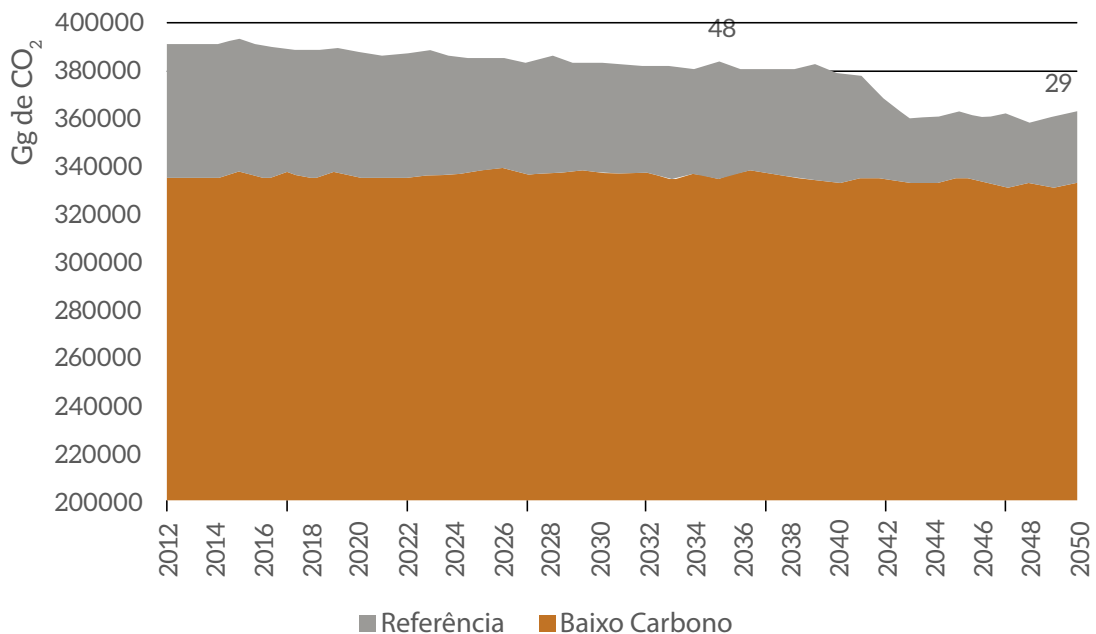


Figura 112 – Emissões por Desmatamento, segundo as Projeções dos Cenários REF e BC, e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050

A maior fonte de remoção de CO₂ pela biomassa é a recomposição da vegetação nativa, que, no cenário BC, proporcionou 99 mil Gg de remoção de CO₂ em 2050. Por sua vez, o sequestro acumulado para todo o período é de 2.185 mil Gg de CO₂ (Figura 113), o que representa 416 mil Gg de CO₂ a mais do que no cenário REF.

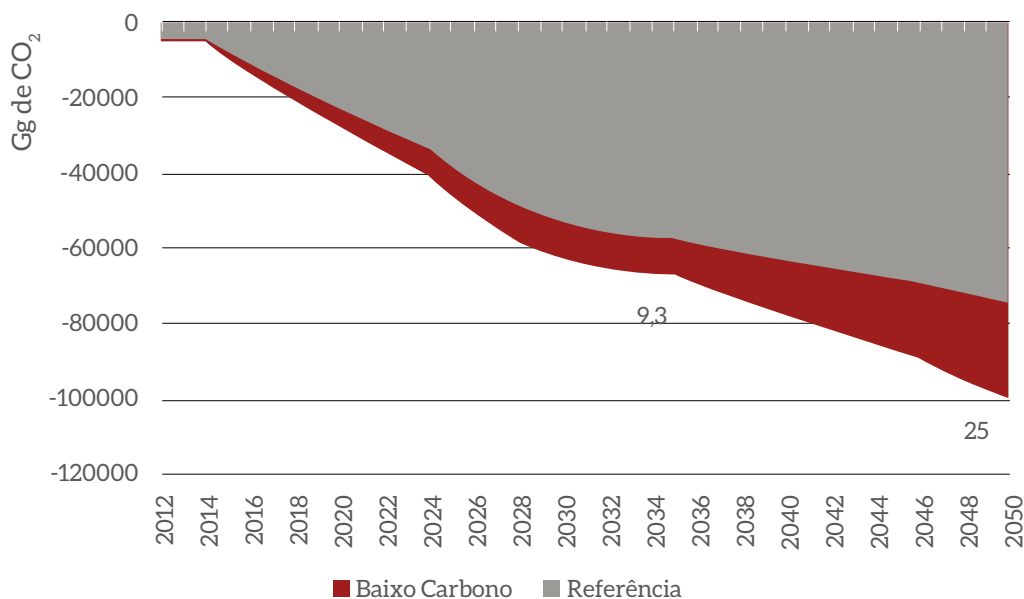


Figura 113 – Remoções por Recomposição da Vegetação Nativa, segundo as Projeções dos Cenários REF e BC, e Diferença de Remoções entre os Cenários em 2035 e 2050

A expansão das florestas plantadas e áreas de cultivos agrícolas também é fonte significativa de fluxo de CO₂. O crescimento da área agrícola emite, em média, anualmente, 5,8 mil Gg de CO₂ (Figura 114). O sequestro gerado pela expansão das florestas plantadas sob áreas de pastagens no cenário BC é, em média, de 50,7 mil Gg de CO₂e. Comparando-se a expansão das florestas plantadas entre os cenários, observa-se a diferença de aproximadamente 540 mil Gg de CO₂ de 2016 a 2050, a qual se caracteriza como uma das estratégias de mitigação para o setor de Afolu. Esse potencial de abatimento será utilizado para o cálculo dos custos marginais de abatimento dessa medida de mitigação na subseção 4.3.5.3.

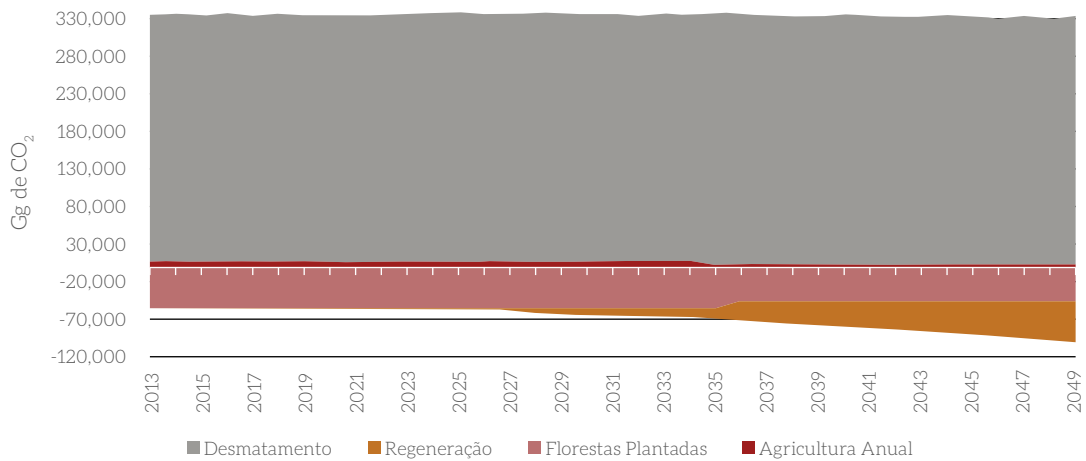


Figura 114 – Emissões e Remoções de CO₂ por Desmatamento, Recomposição da Vegetação Nativa e Expansão da Agricultura e Silvicultura no Cenário BC

O balanço de todas as mudanças de uso da terra (emissões e remoções) leva à emissão de 258 mil Gg de CO₂, em 2012, e 170 mil Gg de CO₂, em 2050. Em todo o período, essa projeção representou redução média, em relação ao cenário REF, de 72 mil Gg de CO₂ por ano (Figura 115).

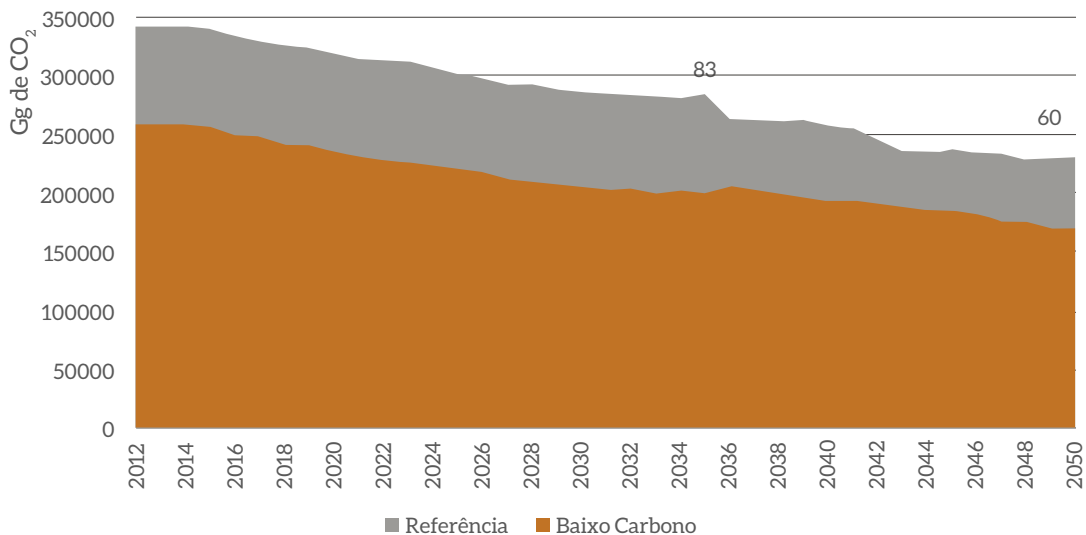


Figura 115 – Balanço Total de Emissões de CO₂ da Biomassa por Mudanças de Uso da Terra no Cenário REF e no Cenário BC e Diferença das Emissões em 2035 e 2050

4.2.5.2 SOLOS

Devido às premissas do cenário BC, o balanço das transições de uso da terra (emissões e remoções) resultou em sequestro de carbono pelos solos durante todo o período de estudo. Na Figura 116, observa-se sequestro crescente de 2012 até 2050, quando foram removidos 30,6 mil Gg de CO₂, o que representa 7,5 mil Gg a mais do que no cenário REF.

A transição que mais gera emissões de CO₂ pelos solos é a expansão das áreas agrícolas sob áreas de pastagens (Figura 117), com um pico de emissões em 2036, qual seja, de 38,9 mil Gg de CO₂ (2,6 mil Gg a menos que no cenário REF), seguido por uma queda até 2050, quando as emissões são de 23,4 mil Gg de CO₂.

A maior fonte de remoções de CO₂ pelos solos é a recuperação de pastagens degradadas, que chegou a sequestrar 59,3 mil Gg de CO₂ em 2034 (2,4 mil Gg a mais que no cenário REF), chegando, em 2050, a uma remoção de 53 mil Gg de CO₂.

Calculando-se o sequestro marginal de carbono entre os cenários (somente nas áreas de expansão de recuperação de pastagens no cenário BC em relação ao REF), observam-se 75 mil Gg de CO₂ sequestrados a mais no cenário BC, dos quais 51 mil em pastagens solteiras e 24 mil em pastagens de sistemas integrados.

Outra fonte de remoção pelos solos é a adoção do plantio direto, que, em 2034, promoveria o sequestro de 10,3 mil Gg de CO₂ (2,7 mil Gg a mais que no REF) e, em 2050, de 8 mil Gg de CO₂ (2,7 mil Gg a mais que no cenário REF) (Figura 118).

Somando-se o sequestro adicional de carbono pelos solos de 2012 a 2050, advindo da expansão das áreas com adoção de plantio direto no cenário BC, obtêm-se 72 mil Gg de CO₂, 51 mil em áreas de sistemas integrados e 21 mil em áreas somente de agricultura. Esses valores serão utilizados para o cálculo do potencial de abatimento pela expansão de plantio direto e sistemas integrados, que serão tratados mais detalhadamente nas subseções 4.3.4.2.1 e 4.3.6.4.

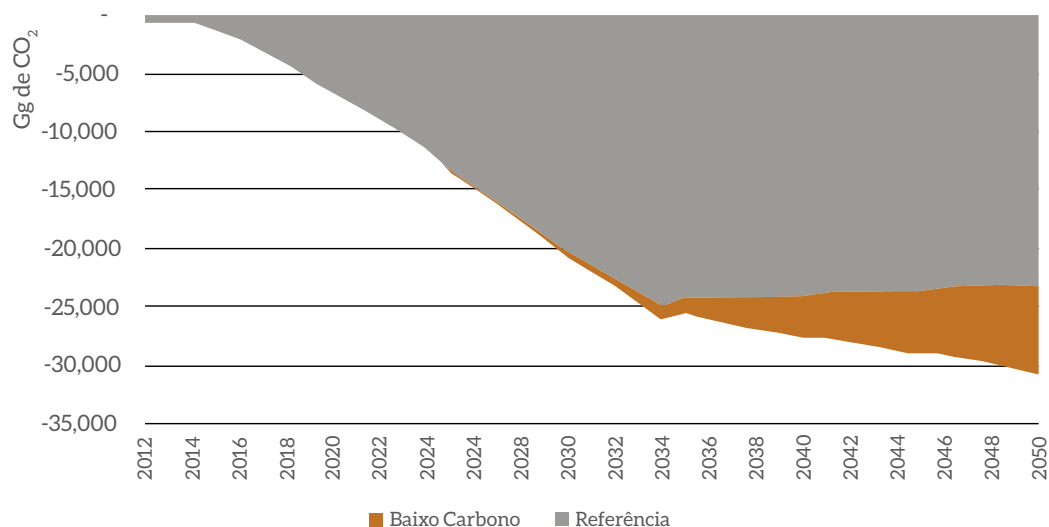


Figura 116 – Balanço Total de Emissões de CO₂ dos Solos por Mudanças de Uso da Terra nos Cenários REF e BC

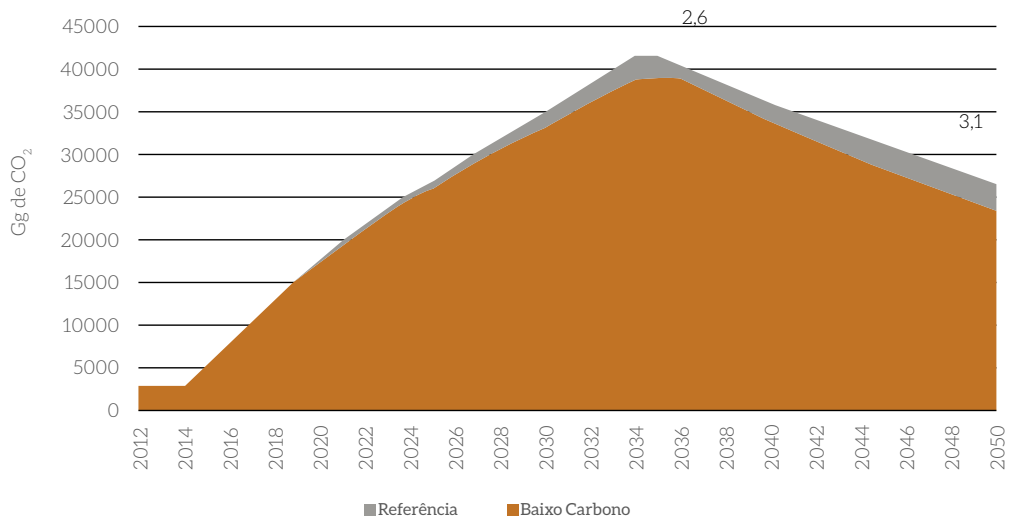


Figura 117 – Emissões de CO₂ dos Solos por Expansão das Áreas Agrícolas e Diferença entre os Cenários em 2035 e 2050

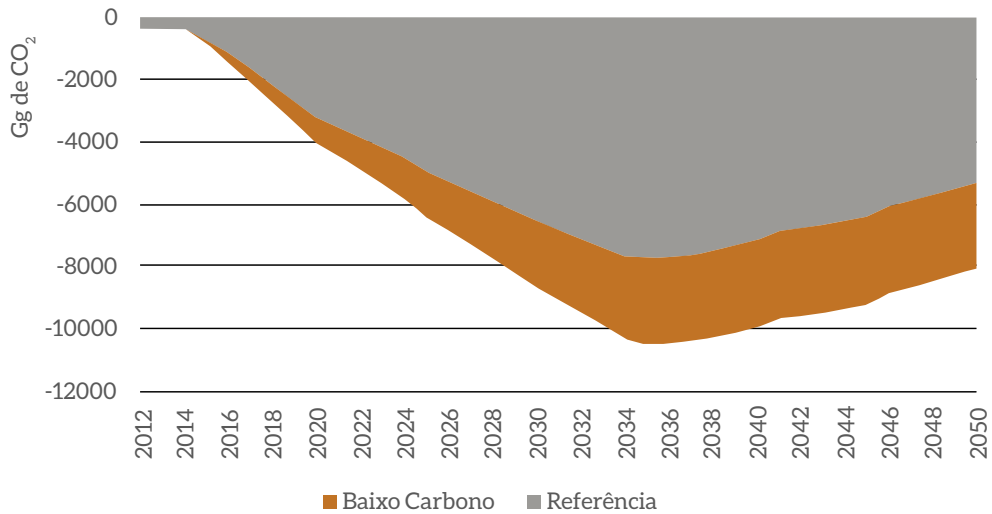


Figura 118 – Remoções de CO₂ pelos Solos pela Adoção de Plantio Direto nos Cenários REF e BC e Diferença das Emissões em 2035 e 2050

4.2.5.3 BALANÇO DE EMISSÕES POR MUDANÇAS NO USO DA TERRA

O balanço geral das emissões e remoções pela biomassa e solos revela emissões líquidas de 140 mil Gg de CO₂, em 2050, que correspondem a 67 mil Gg a menos com relação ao cenário REF (Figuras 119 e 120).

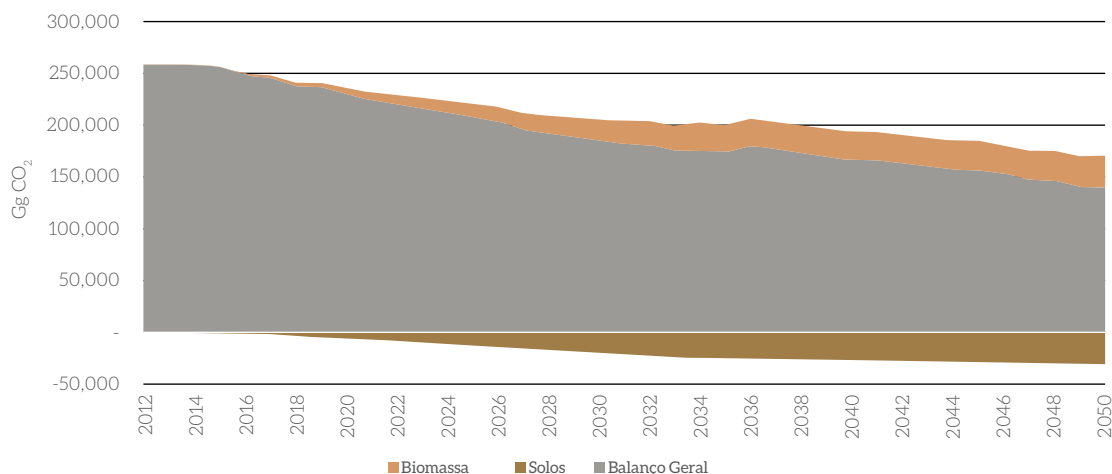


Figura 119 – Balanço das Emissões de CO₂ pela Biomassa e Remoções pelos Solos no Cenário BC

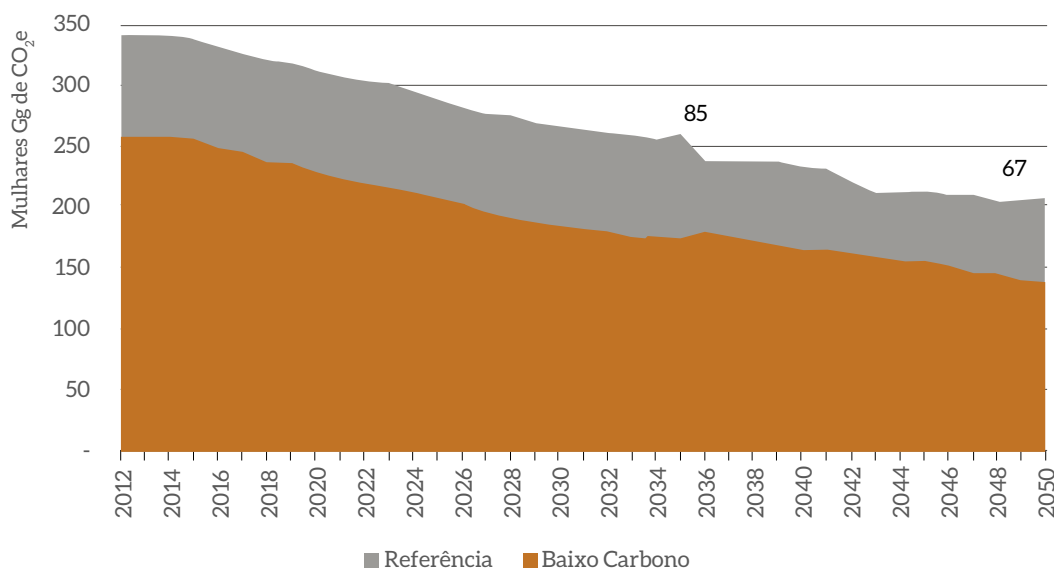


Figura 120 – Emissões de CO₂ por Mudanças de Uso da Terra no Cenário REF e no Cenário BC e Diferença das Emissões em 2035 e 2050

As emissões por aplicação de calcário nos solos totalizam 15.400 Gg de CO₂, em 2012, e 28.500 Gg, em 2050 (Figuras 121 e 122). Essa projeção representa aumento de 1,6 Gg de N₂O, em 2035, e de 1,9, em 2050, em relação ao cenário REF. Essa variação decorre do aumento da demanda de calcário por conta da expansão das áreas de cultivo de cana-de-açúcar, aumento de recuperação de pastagens, sistemas integrados e florestas plantadas.

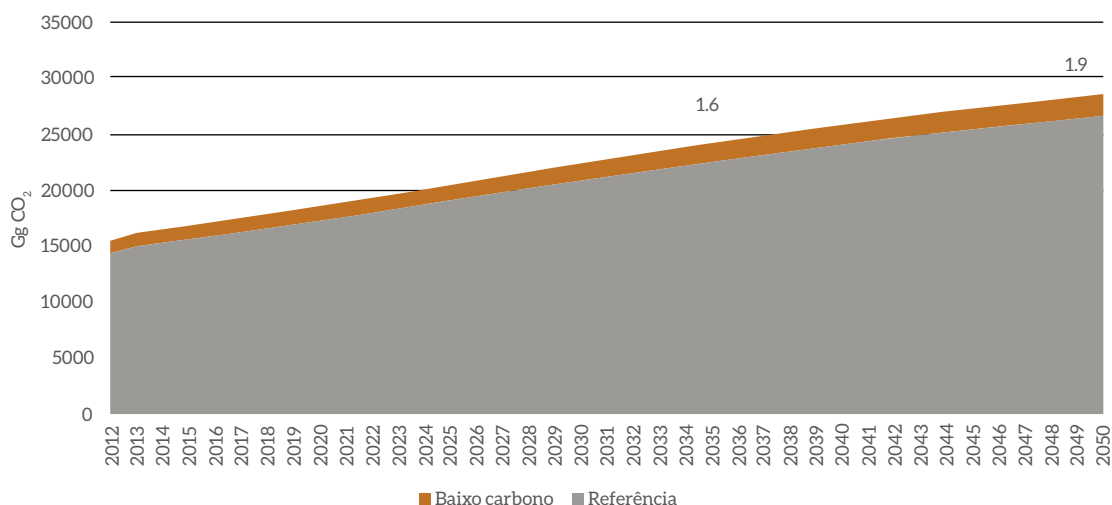


Figura 121 – Emissões de CO₂ pela Adição de Calcário aos Solos no Cenário REF e no Cenário BC e Diferença das Emissões em 2035 e 2050

4.2.6 EMISSÕES LIQUIDAS TOTAIS DO SETOR DE AFOLU

Todas as emissões mencionadas nas seções 4.2.1, 4.2.2, 4.2.3 foram convertidas em emissões de CO₂e, segundo a métrica GWP 100 – AR5, e são apresentadas na Figura 122. As emissões agrícolas saem de 145.000 Gg de CO₂e, em 2012, para 264.000, em 2050, o que representa aumento de 81% em 38 anos.

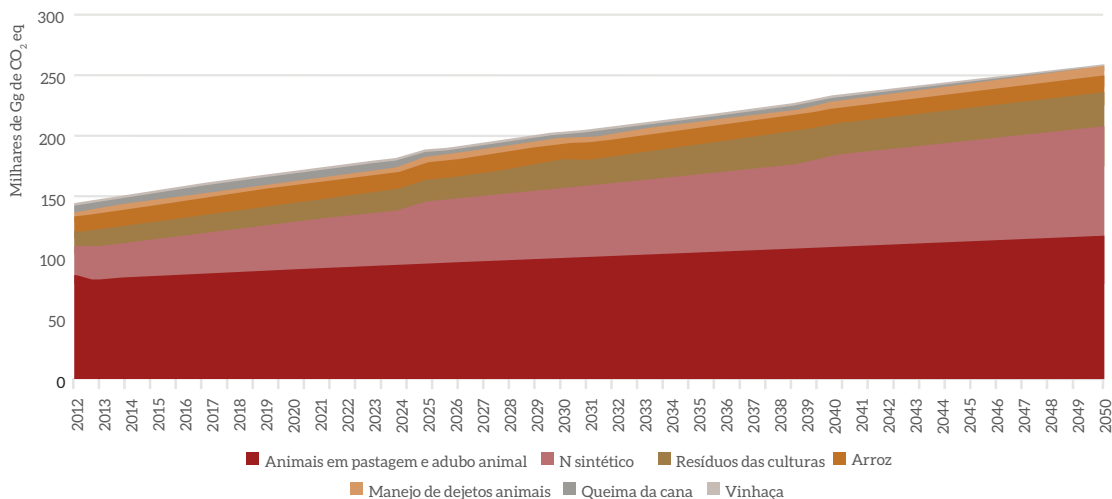


Figura 122 – Emissões da Agricultura em Milhares de Gg de CO₂e, segundo as Projeções do Cenário BC

Porém, comparando-se essas emissões do cenário BC com as do cenário REF (Figura 123), observa-se redução de 18 mil Gg de CO₂e, em 2035, e de 20 Gg de CO₂e, em 2050.

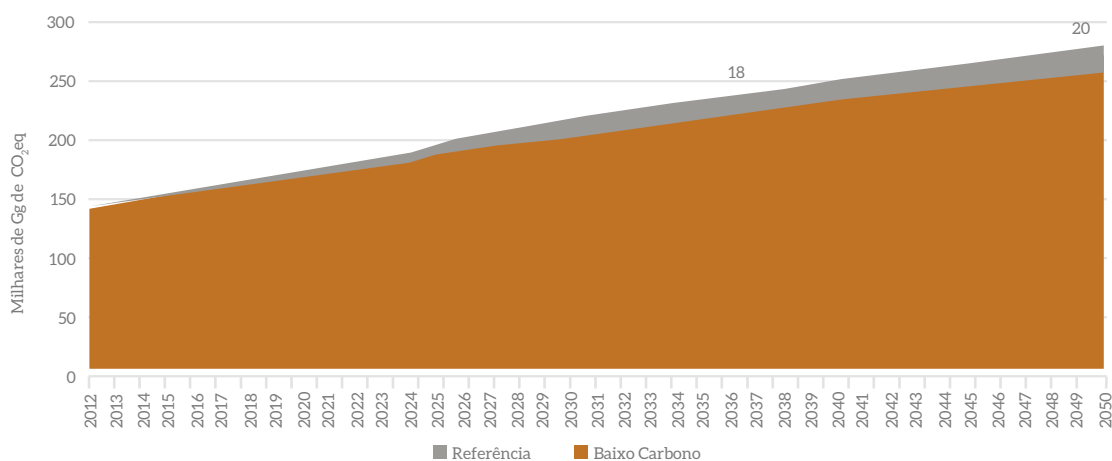


Figura 123 – Emissões da Agricultura em Milhares de Gg de CO₂e, segundo as Projeções do Cenário REF e do Cenário BC e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050

As emissões da pecuária partem de 285.000 Gg de CO₂e, em 2012, e chegam a 308.000 mil Gg de CO₂e, em 2050, o que representa aumento de 8% das emissões de GEE no período (Figura 124). Quando são comparadas as emissões da pecuária entre o cenário REF e cenário BC, observa-se redução de 74 mil Gg de CO₂e, em 2035, e de 77 Gg, em 2050 (Figura 125).

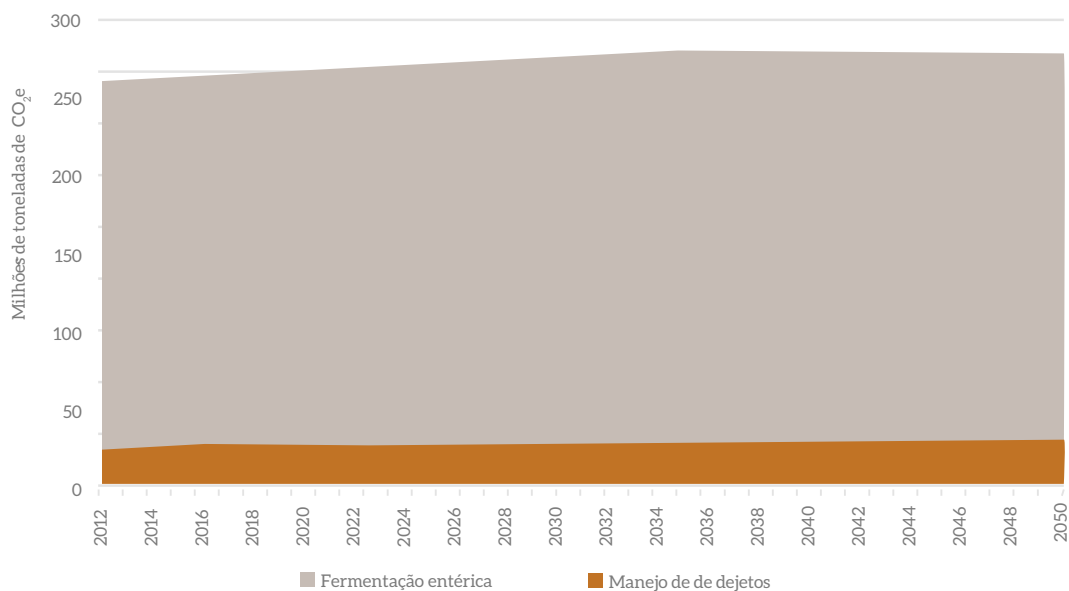


Figura 124 – Emissões da Pecuária em Milhares de Gg de CO₂e segundo as Projeções do Cenário BC

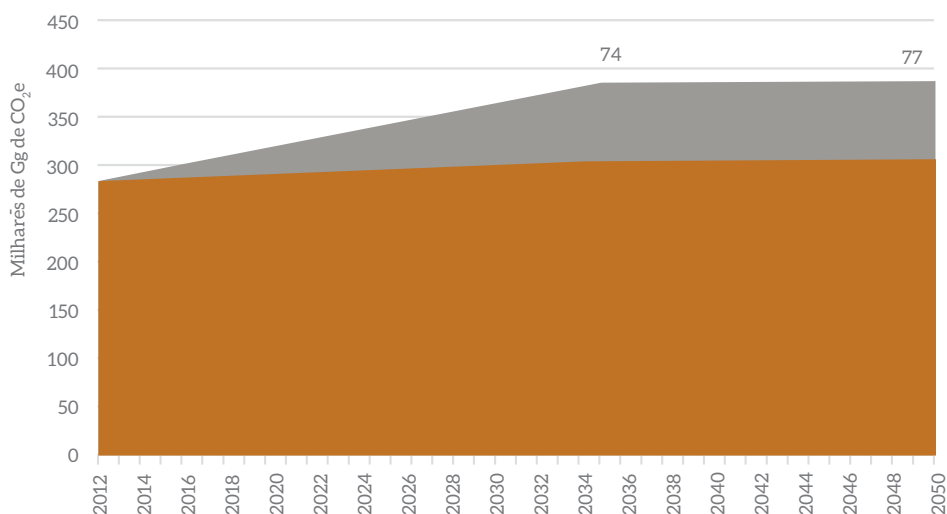


Figura 125 – Emissões da Pecuária em Milhares de Gg de CO₂e. segundo as Projeções do Cenário REF e do Cenário BC e Diferença de Emissões entre os Cenários em 2035 e 2050

As emissões do setor de Afolu, contabilizando as emissões da agricultura, pecuária e mudanças de uso da terra, totalizam 715.519 Gg de CO₂e, em 2030, e 737.054 Gg de CO₂e, em 2050. Portanto, implicando reduções de 17% e 18% com relação ao cenário REF, em 2030 e 2050, respectivamente. Observa-se que o setor que apresenta as maiores reduções percentuais, entre os cenários, é o sub-setor de mudanças de uso do solo, com 28% de redução, seguido do sub-setor de pecuária, com 21% de redução das emissões devido à fermentação entérica (Tabela 93).

Tabela 93 – Emissões Anuais de Afolu e Seus Subsetores, em GgCO₂e, no Cenário BC e Variação Percentual das Emissões em relação ao Cenário REF em 2050

	Emissões anuais (GgCO ₂ e)									Redução/ aumento em relação à REF em 2050
	2012	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050	
Baixo Carbono (GgCO ₂ e)										
Mudanças de uso da terra (a)	273.862	272.711	248.103	228.425	207.594	199.184	191.752	183.650	168.821	-28%
Agropecuária (b)	429.866	443.645	464.398	487.782	507.925	525.078	541.156	555.115	568.234	-15%
Fermentação entérica	264.730	267.165	271.224	275.283	279.342	283.401	282.948	282.494	282.040	-21%
Manejo de dejetos animais (CH ₄)	21.158	21.827	22.823	23.724	24.359	24.578	24.873	25.508	26.414	-18%
Arroz	13.469	13.372	13.330	13.301	13.261	13.228	13.270	13.294	13.302	0%
Queima de resíduos	4.901	6.423	5.912	5.158	4.122	3.299	2.405	1.293	0	-
Solos agrícolas (diretas e indiretas)	125.609	134.858	151.109	170.315	186.841	200.572	217.660	232.525	246.478	-8%
Fertilizantes sintéticos	24.441	30.532	39.344	50.721	59.526	65.877	75.600	83.234	90.164	1%
Resíduos agrícolas	11.881	14.312	16.434	18.750	21.129	23.368	25.493	27.497	29.340	-2%
Vinhaça	1.856	1.956	1.475	1.544	1.681	1.979	2.310	2.482	2.476	10%
Animais em pastagem e adubo animal	83.783	84.242	89.703	94.779	99.583	104.002	108.453	113.015	117.666	-15%
Manejo de dejetos animais (N ₂ O)	3.648	3817	4.152	4.521	4.922	5.347	5.803	6.297	6.833	-2%
Total (a + b)	703.729	716.356	712.501	716.207	715.519	724.262	732.908	738.764	737.054	-18%

4.2.7 EMISSÕES PELO CONSUMO ENERGÉTICO DO SETOR AGROPECUÁRIO

Para projetar as emissões de GEE do setor agropecuário, utilizaram-se, para cada combustível, os mesmos fatores de emissão utilizados no cenário REF, assim como a métrica GWP 100 anos - AR5 para conversão para dióxido de carbono equivalente.

O uso da eletricidade não causa emissões diretas de GEE, mas as emissões indiretas devem ser contabilizadas de acordo com o fator de emissão do *grid*. Esse fator pode ser calculado de acordo com a margem de operação ou a margem de construção e varia muito de ano para ano no Brasil devido à variabilidade da geração hidrelétrica, dependendo do regime de chuvas (MCTI, 2016). É preferível a utilização da margem de operação do sistema, cuja média dos últimos nove anos é de 63,6 kgCO₂ por MWh de eletricidade gerada (MCTI, 2016). Para a projeção até 2050, foi utilizada a série anual gerada no âmbito da análise integrada de cenários do presente projeto (ROCHEDO et al., 2015), como mostra a Tabela 94.

Tabela 94 – Fator de Emissão Anual do Grid Brasileiro em kgCO₂/MWh

tCO ₂ /MWh	2010	2020	2030	2040	2050
	63,5	49,2	90,6	133,3	252,5

Fonte: ROCHEDO et al., 2015

Multiplicando-se os valores de consumo de energia obtidos nos capítulos anteriores, obtêm-se as emissões de GEE do setor agropecuário brasileiro no cenário BC (Figura 126). Essas emissões chegam a 33,5 MtCO₂e em 2050, representando redução de 3,7% em relação ao cenário REF, que foi de 34,8 MtCO₂e.

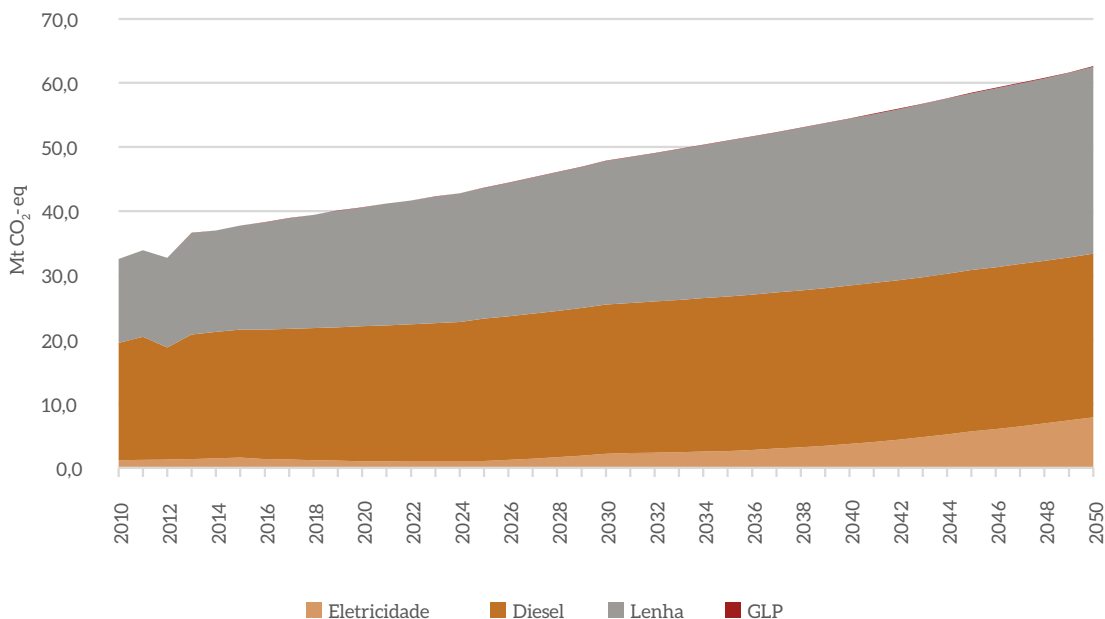


Figura 126 – Projeção das Emissões de GEE do Setor Agropecuário Brasileiro no Cenário BC

Porém, as emissões causadas pela combustão de biomassa são compensadas pela captura do carbono na fase de crescimento da biomassa, o que leva a emissão zero pela queima da lenha. As emissões fósseis diretas por uso de energia do setor agropecuário brasileiro no cenário BC, calculadas de acordo com a metodologia descrita acima, são resumidas na Tabela 95. Nota-se que, em alguns anos, as emissões pelo uso de energia na agropecuária crescem (reduções percentuais negativas) devido ao aumento do consumo de diesel causado, principalmente, pela ampliação da área de pastagens recuperadas no cenário BC. Esse aumento é mais do que compensado pelas reduções de emissão que essa recuperação de pastagens proporciona para o setor de Afolu. Não obstante, o saldo é positivo a partir de 2030, fato causado pelas reduções das emissões proporcionadas pelas outras medidas de baixo carbono.

Tabela 95 – Projeção das Emissões Fósseis Diretas do Setor Agropecuário Brasileiro no Cenário BC

MtCO ₂ e	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
Diesel	19,9	21,0	22,2	23,2	24,1	24,7	25,1	25,5
GLP	0,04	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	0,09	0,11
Eletricidade	1,57	1,01	1,05	2,20	2,59	3,71	5,66	7,87
Total	21,5	22,1	23,3	25,5	26,8	28,5	30,9	33,5
% relação a REF	-1,2%	0,0%	-0,3%	0,1%	0,0%	1,2%	2,5%	3,7%

A Figura 127 mostra a comparação das emissões de GEE nos cenários REF e BC, com o potencial de mitigação do B100, nas culturas de soja e cana-de-açúcar, representado pela área hachurada do cenário BC.

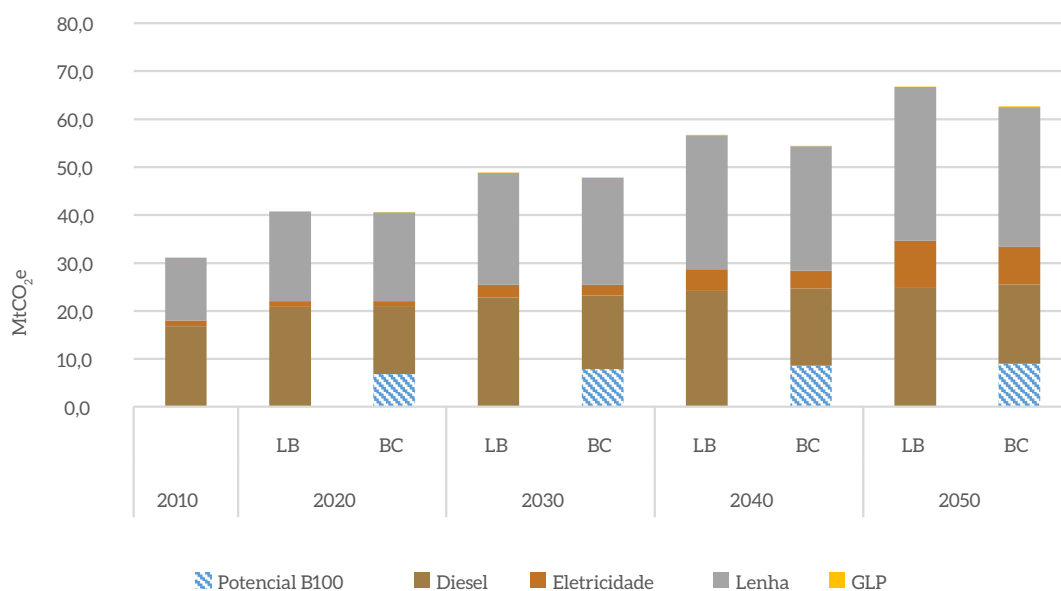


Figura 127 – Comparação das Emissões de GEE nos Cenários REF e BC do Setor Agropecuário Brasileiro

4.3 CUSTOS DE ABATIMENTO DAS OPÇÕES DE MITIGAÇÃO DE EMISSÕES DE GEE DO SETOR DE AFOLU

A crescente importância das questões ambientais, sobretudo relacionadas à problemática do aquecimento global, tem levado ao desenvolvimento de diferentes instrumentos visando avaliar a viabilidade econômica de opções de mitigação de emissões de GEE. Dentre esses instrumentos, destacam-se as curvas de custos marginais de abatimento (em inglês, *marginal abatement cost curves* – MAC), que têm por objetivo contrastar os custos marginais de abatimento de cada opção de mitigação com o total de emissões abatidas. Uma das principais vantagens da MAC é a possibilidade de ordenar, por custo, as diferentes opções de mitigação das mudanças climáticas. Desse modo, a MAC tem a capacidade de apresentar de forma clara os custos totais ligados a um conjunto de medidas de redução de emissão, enfatizando os custos e abatimentos totais acumulados (BAKER et al., 2008). Além das ações que demandam investimentos para serem realizadas, a MAC representa ações que, por terem custos marginais negativos (i.e., receita supera o custo das medidas), são consideradas *no regret*, ou seja, sem arrependimento do ponto de vista econômico, independentemente de seu resultado ambiental.

Nesta etapa do estudo, serão avaliadas, por meio da construção de curvas de custo marginal de abatimento, as opções de mitigação de emissões consideradas para o setor de Afolu no cenário BC. Trata-se, portanto, de avaliar de modo *bottom-up* a viabilidade econômica de implementação do potencial técnico de abatimento das opções de baixo carbono consideradas para o setor.

Para cada uma dessas medidas será apresentada a metodologia de cálculo de custo e abatimentos marginais do cenário BC em relação ao REF. A curva MAC representa os custos e abatimentos líquidos para cada uma das medidas. Para tanto, serão explicitados custos e receita, assim como fontes de emissão e remoção de GEE no setor do uso da terra. Além disso, será levado em consideração o valor do dinheiro no tempo ao aplicar uma taxa de desconto a todos os custos e receitas. Desse modo, serão comparados os custos de oportunidade do capital empregado na implementação das medidas, quando aplicáveis, considerando uma taxa de desconto social de 8% ao ano e a de mercado de 15% ao ano.

Nas próximas seções, será brevemente descrita a metodologia empregada para mensurar os custos marginais de abatimento, segundo as diferentes atividades de baixo carbono constantes do Quadro 7. Em virtude da relação com o setor do uso da terra, neste capítulo, também serão avaliadas as medidas de redução de emissões ligadas ao uso da energia na agropecuária.

Quadro 7 – Atividades de Baixo Carbono a Serem Consideradas na Mensuração dos Custos Marginais de Abatimento de Emissões de GEE

Setor	Atividades de baixo carbono	Metas adicionais ao cenário REF
Afolu	Redução do desmatamento	<ul style="list-style-type: none"> · Redução do desmatamento em mais 10% na Amazônia · Redução do desmatamento em 40% na Caatinga, nos Pampas e no Pantanal
	Restauração florestal	<ul style="list-style-type: none"> · Ampliação em 4,6 Mha em relação ao cenário REF
	Intensificação da pecuária	<ul style="list-style-type: none"> · Redução do rebanho em 57 milhões de cabeças (com manutenção da produção de carne) · Aumento em 50% na porcentagem de animais confinados, recuperação de pasto degradado adicional de 6,7 Mha
	Agricultura de baixo carbono	<ul style="list-style-type: none"> · Sistema de plantio direto em mais 1,2 Mha · FBN em mais 8,8 Mha
	Floresta plantada	<ul style="list-style-type: none"> · Adicionais 2,8 Mha de florestas plantadas
	Sistemas integrados	<ul style="list-style-type: none"> · Adicionais 4,7 Mha de sistemas integrados
Agropecuária	Energia na agropecuária	<ul style="list-style-type: none"> · Otimização da iluminação na avicultura · Substituição de lâmpadas incandescentes por lâmpadas fluorescentes compactas e LED em aviários · Substituição do diesel pelo biodiesel em máquinas agrícolas · Aumento da eficiência da irrigação por pivô central

4.3.1 REDUÇÃO DO DESMATAMENTO

4.3.1.1 DESMATAMENTO NO BRASIL

A mudança do uso do solo ocorre no país, em áreas com diferentes regimes fundiários e dinâmicas econômicas e por diversas causas. Por isso, reconhece-se que, para reduzir as emissões provindas do desmatamento nos níveis indicados pelo cenário BC, será preciso adotar uma gama de instrumentos de política pública distribuídos de modo estratégico no território.

Com esse propósito, o território nacional foi dividido em cinco categorias fundiárias, cada uma correspondente a um tipo de instrumento de política pública, considerando a opção de melhor custo-efetividade. Sendo assim, nas propriedades privadas passíveis de registro pelo Cadastro Ambiental Rural (CAR), será possível reduzir o desmatamento ilegal pelo monitoramento de baixo custo por imagens de satélite. Por outro lado, para reduzir o desmatamento legal (i.e., em áreas que vão além do mínimo exigido por lei), a única opção restante é o pagamento por serviços ambientais (PSA), visando

à conservação voluntária dos ativos florestais. Em face da impossibilidade de se utilizar o CAR, considerou-se que, para reduzir o desmatamento ilegal em terras indígenas, unidades de conservação, assentamentos rurais⁵⁰ e áreas sem regime fundiário definido, serão necessárias ações de comando e controle que envolvem inspeções de campo de custo mais alto (C&C).

Visto que a distribuição do desmatamento nessas categorias fundiárias interfere diretamente no tipo de instrumento de políticas e conseqüentemente no custo total das ações, foi necessário estimar a distribuição espacial do desmatamento em cada bioma. Para estimar o desmatamento em terras indígenas, unidades de conservação e assentamentos, estão disponíveis dados georreferenciados para todo o Brasil (Tabela 96). Isso não ocorre para as duas últimas, pois, na data de redação deste documento (11/2015), o CAR ainda não havia sido implementado em todo o território nacional, o que impossibilitou uma medida dos desmatamentos entre propriedades e posses, de um lado, e áreas sem regime fundiário definido, de outro. Além disso, o Código Florestal (Lei de Proteção da Vegetação Nativa – Lei nº 12.651/2012) permite o pedido para que seja realizado, legalmente, o desmatamento das áreas que vão além dos requisitos de conservação de cada propriedade e que obedeçam outros requisitos legais estabelecidos pelo governo federal e os estados. Assim, sem os dados do CAR, não é possível separar os desmatamentos ilegais daqueles autorizados ou potencialmente legais.

Para estimar a proporção do desmatamento que tem ocorrido de forma legal e ilegal no CAR, e de forma ilegal fora do CAR, no âmbito do bioma, foram utilizados o Censo Rural de 2006 e dados fornecidos pelos estados do Pará e de Minas Gerais. Com os dados georreferenciados do CAR do Pará, foi possível medir, entre os anos 2010 e 2014, a proporção do desmatamento potencialmente legal ou legalizável (i.e., em propriedades com excedente florestal) e ilegal no CAR (i.e., perdas florestais em propriedades com menos de 80% de reserva legal) e fora do CAR (i.e., nas áreas não cadastradas, mas que também não têm outras destinações). Com os dados informados pelo estado sobre a área total cadastrável no Pará, foi possível estimar a proporção de desmatamento nessas classes fundiárias em um cenário com cobertura do CAR em toda a área cadastrável. Mesmo após a implementação do CAR, algumas áreas continuarão fora do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (Sicar) por serem terras públicas devolutas, alvo de grilagem e conflitos fundiários recentes. Para estimar a localização e extensão dessas áreas, considerou-se a diferença entre as áreas fora de unidades de conservação e terras indígenas, assentamentos e áreas indicadas pelo Censo Rural como sendo propriedades privadas.

No caso de Minas Gerais, o dado utilizado como ponto de partida foi a área autorizada para supressão de vegetação nativa nos anos de 2012 e 2013. Da comparação do desmatamento medido pelo Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento (Lapig/UFG) e pela Fundação SOS Mata Atlântica (Sosma) para os biomas Cerrado e Mata Atlântica, com o dado de Minas Gerais, estima-se que 77% e 40% dos desmatamentos ocorridos no Cerrado e na Mata Atlântica, respectivamente, foram precedidos por autorização do governo⁵¹ (LAPIG, 2015; SEMAD, 2015; SOSMA, 2015).

50 Os assentamentos rurais foram tratados de modo diferente das propriedades privadas no CAR, tendo em vista que são áreas sob tutela dos governos federal e estaduais. Sendo assim, não foi feita distinção do desmatamento legal e ilegal nessas áreas.

51 Preferiu-se utilizar o dado de desmatamento do Lapig e do Sosma, em vez dos dados do governo de Minas Gerais, visto que as estimativas são realizadas no nível do bioma. Também se optou por usar o dado total de desmatamento autorizado, em vez dos dados do estado de desmatamentos efetivados provindos do cruzamento entre autorizações e desmates, visto que essa base é provavelmente incompleta e não considera o uso indevido das autorizações para realizar desmatamentos ilegais em outras propriedades. O uso dessas bases, em vez dos dados da TCN, se deu pela necessidade de estimar, em termos percentuais, a distribuição do desmatamento em resposta às políticas governamentais mais recentes.

O desmatamento ilegal fora do CAR para Minas Gerais foi calculado com base na probabilidade de desmate dessas áreas estimada no estado do Pará e a área total do estado nessa categoria (i.e., área sem definição fundiária).

As estimativas para o Pará foram utilizadas para calcular a distribuição do desmatamento no bioma Amazônia, enquanto as estimativas para os demais biomas foram calculadas tendo como ponto de partida os dados para Minas Gerais. Em particular, as estimativas da Mata Atlântica em Minas indicaram os valores para esse bioma e para o Pantanal, e as do Cerrado em Minas Gerais indicaram a distribuição do desmatamento nesse e nos demais biomas. Em todos os casos, as estimativas foram ajustadas levando em conta a área cadastrável no Censo Rural do IBGE de modo a considerar um cenário com implementação integral do CAR. Ao combinar essas estimativas com os dados de desmatamento em unidades de conservação, terras indígenas e assentamentos rurais, foi possível estimar a distribuição do desmatamento por classe fundiária em todo o território nacional dividido por bioma.

Tabela 96 – Estimativa da Distribuição do Desmatamento na Amazônia (Prodes/Inpe), Cerrado (Lapig/UFG), Mata Atlântica, Pampas, Caatinga e Pantanal (HANSEN et al., 2014) e os Instrumentos de Redução do Desmatamento Apropriados

Desmatamento 2010-2014	Instrumento	AM	CE	CA	PA	PT	MA
Unidades de Conservação	C&C	10%	7%	7%	1%	2%	8%
Terras Indígenas	C&C	3%	1%	0%	0%	1%	0%
Assentamentos Rurais	C&C	29%	2%	6%	1%	3%	1%
Legal CAR	PSA	5%	69%	67%	75%	38%	37%
Ilegal CAR	CAR	35%	15%	13%	21%	19%	47%
Ilegal fora do CAR	C&C	19%	6%	8%	2%	37%	7%

AM = Amazônia; CE = Cerrado; CA = Caatinga; PA = Pampas; PT = Pantanal; MA = Mata Atlântica
 C&C: comando e controle do Ibama e Oema; PSA: pagamento por serviços ambientais; CAR: controle através do cadastro ambiental rural

A Tabela 96 mostra que a distribuição do desmatamento nos biomas reflete as restrições do uso da terra impostas pelo Código Florestal. O nível de desmatamento legal (ou legalizável) na Amazônia não supera os 5% por causa da exigência da manutenção de uma reserva legal de 80% em cada propriedade e da prevalência de unidades de conservação, terras indígenas e assentamentos rurais. Por outro lado, nos demais biomas, predomina o desmatamento legal (ou legalizável), haja vista que a reserva legal nessas áreas é de somente 20% (com exceção de Mato Grosso e Tocantins, onde é de 35%).

4.3.1.2 ESTIMATIVA DE CUSTOS E RECEITAS DA REDUÇÃO DO DESMATAMENTO

A seguir, apresenta-se uma breve revisão de literatura sobre os instrumentos de política pública de controle do desmatamento. Além de fornecer um panorama geral do potencial dos instrumentos, esses estudos forneceram os parâmetros utilizados no modelo de estimativa de custo-efetividade da redução do desmatamento, segundo a ótica dos custos marginais de abatimento.

4.3.1.2.1 CUSTOS COM O CADASTRO AMBIENTAL RURAL

Entre os instrumentos disponíveis para reduzir o desmatamento, a medida de menor custo de transação é o monitoramento e controle pelo CAR, posto que, em teoria, será possível verificar o ilícito ambiental e realizar o auto de infração sem a necessidade de dispendiosas vistorias de campo. Pelo seu potencial como sistema de monitoramento e controle eficaz e universal, o Sicar foi concebido como a “espinha dorsal” do Código Florestal, revisado em 2012. A implementação do CAR nacional foi iniciada em maio de 2014, com a promulgação do Decreto nº 8.235. Por isso, ainda não é possível avaliar o efeito desse sistema no desmatamento. Porém, as avaliações realizadas nos sistemas dos estados de Mato Grosso e Pará, base do CAR nacional, apontam para a pouca efetividade desse instrumento na redução do desmatamento entre os anos 2000 e 2012 (RAJÃO et al., 2012; AZEVEDO et al., 2014). A principal razão para a aparente incapacidade do CAR de reduzir o desmatamento foi a decisão dos governos locais e estaduais de não multar os desmatamentos no sistema com vistas a não desestimular o cadastramento de novos proprietários.

Nesse contexto, para estimar a provável eficácia futura do CAR, foi necessário estabelecer alguns pressupostos. Em primeiro lugar, considerou-se que o processo de implementação do CAR nacional deverá ser concluído integralmente até 2017, quando os proprietários sem o cadastro sofrerão restrições ao crédito bancário. Também se considerou que ações adicionais do governo serão realizadas objetivando induzir pecuaristas e outros produtores rurais que dependem menos do crédito bancário a realizarem o cadastro. Após esse ano, o governo utilizará o CAR para fazer um monitoramento remoto de todas as propriedades, sendo que notificações e autos de infração serão emitidos para todos os desmatamentos detectados, sem a necessidade de vistorias no campo.

Presumiu-se que essas ações de controle do desmatamento no Sicar serão realizadas em conjunto com iniciativas do setor privado que buscam criar cadeias produtivas livres de desmatamento. Por isso, como proxy da efetividade futura do CAR, utilizaram-se os estudos de efetividade das moratórias da soja e da carne na Amazônia brasileira. Em um estudo sobre a efetividade da moratória da soja, Gibbs et al. (2015b) mostram que, enquanto, em 2006, 29% da expansão da soja ocorreu com desmatamento da vegetação nativa, em 2013, essa porcentagem caiu para somente 1% da área. Isso sugere que, se o Sicar for vinculado às cadeias produtivas, poderia chegar a uma efetividade de ≈99% na redução do desmatamento ilegal ligado à expansão da agricultura. Gibbs et al. (2015a), em outro estudo, fornecem dados que podem servir como base para estimar a eficácia do CAR em áreas de expansão da pecuária. Ao analisar a efetividade da moratória da carne no Pará, as autoras mostraram que o monitoramento realizado pelo frigorífico JBS levou a uma redução de 50% o desmatamento nas propriedades do leste do estado inscritas no CAR e que passaram a fornecer carne para a empresa a partir de 2009.⁵² Esses resultados sugerem que o CAR

⁵² É preciso notar que o sucesso dessa medida é apenas local, pois, em outros estados, JBS continua a comprar carne de pecuaristas sem CAR.

poderia levar a uma redução de desmatamento ilegal de até 50% nas áreas de pecuária de corte. Tendo como base essas medidas de efetividade para as áreas ocupadas no Brasil pela agricultura e pecuária (71% e 29%, respectivamente), estima-se que o Sicar poderá reduzir em até 64% o desmatamento ilegal nas propriedades cadastradas em relação à média entre os anos 2010 e 2014.

Após estabelecer indicadores da provável eficácia do CAR, foi necessário estimar o custo para sua implementação e operação. De acordo com o Código Florestal, é de responsabilidade do governo o registro das propriedades com menos de quatro módulos fiscais, que representam 92% do número total (IBGE, 2006). Assim, considerou-se que todos os cadastros serão feitos por iniciativas governamentais, ou do terceiro setor, de maneira a obter ganho de escala e reduzir o custo unitário do registro. Para estimar esses custos, fez-se um levantamento de editais nos níveis municipal e estadual e de financiamentos públicos para a implementação do CAR, calculando-se, como resultado, a mediana do custo do cadastro por propriedade. A esse valor foi somado o custo de validação do CAR, de acordo com dados coletados na Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais. Em particular, foram considerados o tempo médio empregado por fiscal para validação e o salário médio desses servidores.

Tabela 97 – Custo de Implementação, Monitoramento e Autuação do Cadastro Ambiental Rural por Propriedade

Cadastro Ambiental Rural	R\$	Obs.
Realizar cadastro		
Olhos D'Água da Amazônia – Fundo Amazônia	240	MT, 2015
Pacto Municipal Para a Redução do Desmatamento – CE/FAO	556	PA, 2011
Cadastro Ambiental Rural – TNC/Banco Mundial MIT	632	MT, 2010
Edital Prefeitura Jaboticatubas	250	MG, 2014
Fundação Estadual de Meio Ambiente	505	MG, 2015
Coomap em Uruçuaia	600	MG, 2015
Cedesc em Paracatu	500	MG, 2015
Geoline em Araxá	900	MG, 2015
Coomap em Bocaiúva	700	MG, 2015
Consulte em Rurópolis	500	PA, 2015
Consulte em Itaituba	500	PA, 2015
Consulte em Monte Alegre	500	PA, 2015
Servitec em Mojuí dos Campos	350	PA, 2015
Cooperiguaçu em Morretes	600	PR, 2015
Cooperiguaçu em Antonina	600	PR, 2015
Cooteba em Sítio do Mato	450	BA, 2015
Cooteba em Barra	450	BA, 2015
Cooteba em Itabuna	450	BA, 2015
Cooperar em Mirassol do Oeste	1.000	MT, 2015
Mediana do valor por CAR (por cadastro)	500	
Validação		
Salário médio servidor Ibama	56	por hora
Tempo médio para validar	4	horas
Custo total validação CAR	222	por cadastro
Custo do registro mais validação do CAR	722	por cadastro
Autuação		
Custo administrativo de realização de auto de infração (AI) remoto	2.165	por auto de infração

Obs. Os valores do cadastro por estado foram obtidos por consulta a editais e entrevistas a funcionários de prefeituras e órgãos estaduais de meio ambiente.

Para calcular o custo total de implementação do CAR, inicialmente foi obtido o custo médio de registro e validação no CAR (i.e., R\$ 722), o qual foi multiplicado pelo número de propriedades cadastráveis (i.e., 4,9 milhões) e distribuído entre os anos 2013 e 2017, de acordo com a tendência já observada entre 2013 e outubro 2015. Em seguida, foram computados os custos de operação do CAR, tendo como base os custos administrativos da emissão de autos de infração citados por Börner et al. (2015), multiplicados pelo número médio de autos de infração observados entre 2010-2014 e ponderados pela porcentagem de desmatamento ilegal no CAR do total observado por bioma (i.e., 6.319 autos/ano). Nesse valor, não foram considerados os custos da detecção do desmatamento por imagens de satélite realizadas pelo Inpe e outros órgãos. Com base nos pressupostos delineados acima, estimou-se que o valor presente líquido do custo total de implementação do CAR em todo o território nacional é de R\$ 2,8 bilhões (US\$ 1,3 bi). O custo de realização dos autos de infração por meio do CAR é de R\$ 14 milhões ao ano, que, ao considerar as ações entre 2012-2050, corresponde ao valor presente líquido de R\$ 138 milhões.

Impende destacar que a metodologia do custo marginal de abatimento expressa o valor em termos de dólares por tonelada de dióxido de carbono equivalente (US\$/tCO₂e). Logo, para converter os custos nessa moeda, será utilizada a taxa de câmbio constante do cenário econômico produzido pela Fipe/USP.

4.3.1.2.2 CUSTO DAS AÇÕES DE FISCALIZAÇÃO

A partir de 2003, ocorreram no Inpe e no Ibama transformações tecnológicas e organizacionais que possibilitaram a emergência de novas práticas de controle do desmatamento na Amazônia. O Inpe, a partir de 2003, iniciou a publicação em formato digital (i.e., *shape*) dos mapas de desmatamento e das imagens de satélite, indicando a localização de clareiras individuais. No ano seguinte, visando atender a demanda dos fiscais do Ibama, que pediam dados de desmatamento com maior frequência, o Inpe desenvolveu o Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Real (Deter). De modo geral, o Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite (Prodes) e o Deter detectam o desmatamento utilizando imagens dos satélites americanos LandSat e o sino-brasileiro CBERS. Essas imagens são processadas e interpretadas por uma equipe de técnicos e cientistas. Em seguida, esses sistemas geram um mapa georreferenciado de toda a Amazônia, com polígonos individuais indicando a localização do desmatamento, com frequência anual e resolução espacial de 30 m, no caso do Prodes, e quinzenal com resolução espacial de 260 m, no caso do Deter. Enquanto o Prodes é utilizado para gerar a estimativa anual oficial de desmatamento da Amazônia, o Deter, devido à sua maior frequência temporal, tem a principal função de guiar ações de fiscalização ao apontar alertas de desmatamento.

No período entre 2004 e 2008, houve aumento significativo no número de operações e de autos de infração por desmatamento ilegal lavrados pelo Ibama na Amazônia Legal. Em 2004, houve somente 26 operações conjuntas, que contaram com um efetivo de 549 agentes do Ibama, Exército e polícias Militar, Federal e Rodoviária. Em 2007, o número de operações chegou a 134, envolvendo um efetivo de 3.102 agentes. Essas operações, juntamente com as ações de fiscalização rotineiras, aumentaram significativamente o número de autos de infração por desmatamento ilegal. Essa mudança pode ser observada nos registros do Sistema de Cadastro, Arrecadação e Fiscalização (Sicafi), do Ibama, que registrava somente 34 autos de infração em 2004, chegando a 1.178, em 2011, após um pico de 2.032 em 2007.

Nesse período, o Ibama parte de um contexto no qual era capaz de realizar autos de infração cuja área total contabilizava somente 0,3% do desmatamento ocorrido em 2005 para uma situação na qual essa área alcançou 31,6% do desmatamento detectado pelo Prodes em 2008 (Figura 129). Com isso, entre 2004 e 2011, o Ibama foi capaz de responsabilizar 12,4% da área desmatada no período. Também foi possível observar aumento na provisão orçamentária do Ibama, partindo de R\$ 843 milhões em 2004 e chegando a R\$ 1,5 bilhão (considerando também o ICMBio e o Serviço Florestal Brasileiro) em 2011. Esse aumento possibilitou o incremento do efetivo de servidores do Ibama, que passou de 5.300, em 2003, para 6.100, em 2007 (RAJÃO et al., 2015).

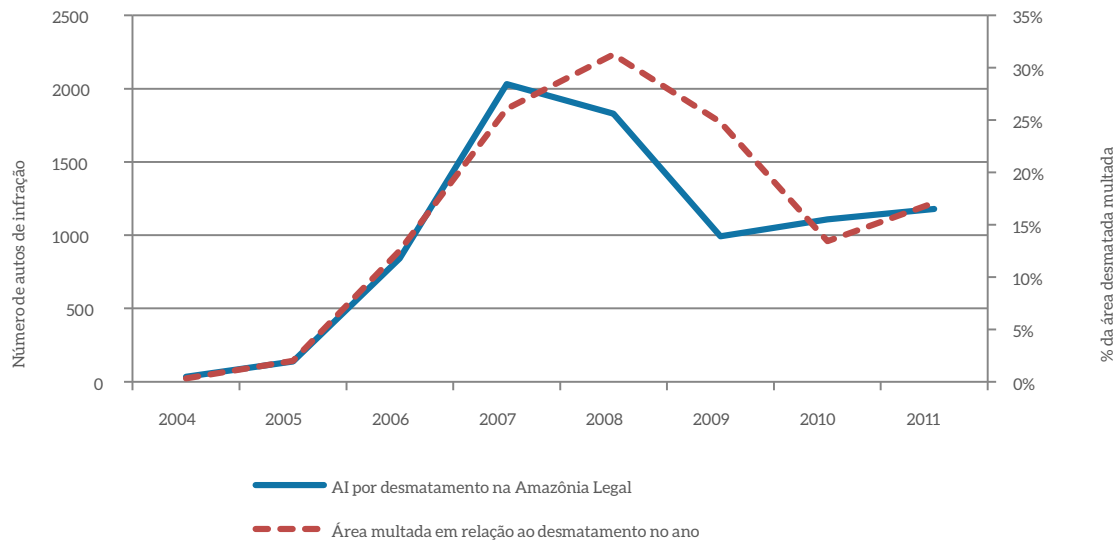


Figura 128 – Autos de Infração por Desmatamento Ilegal na Amazônia Legal (linha sólida) e Porcentagem da Área Multada pelo Ibama em relação ao Desmatamento Medido pelo Prodes (linha pontilhada)

Fonte: RAJÃO et al., 2015

Estudos apontam para o papel das ações de comando e controle realizadas pelo Ibama na redução significativa no desmatamento observado entre 2008 e 2015. Por exemplo, Arima et al. (2014) e Assunção et al. (2013) estimaram que a atuação dos fiscais do Ibama evitou entre 3,5 e 11 mil km² de desmatamento na Amazônia. Entre as pesquisas que demonstram a efetividade das ações do Ibama, optou-se por adaptar a análise de Hargrave e Kis-Katos (2013) para o nível do bioma, do qual ele estimou que o aumento de 1% no número de autos de infração leva a uma redução de 0,2% no desmatamento no nível do município.

Apesar de esses estudos sugerirem uma relação linear entre multas e desmatamento evitado, existem evidências de que as ações de fiscalização têm um limite intrínseco ao combate do desmatamento ilegal. Com o desenvolvimento do Deter e o aumento da presença do Ibama na Amazônia, a chance de detecção de grandes desmatamentos aumentou consideravelmente. Por isso, os produtores rurais modificaram o padrão de desmatamento, reduzindo significativamente o tamanho das manchas desmatadas. Enquanto a área total dos polígonos de desmatamento menores de 25 hectares correspondia, em 2005, a 31% do desmatamento total, essa porcentagem chegou a uma média de 59% entre 2010 e 2014. No caso do Cerrado, a situação é diferente, visto que, entre 2008 e 2010, os desmatamentos

menores que 25 hectares somaram 33% da área total. Posto que Deter e Lapig, no caso da Amazônia e do Cerrado, respectivamente, não conseguem detectar desmatamentos menores que 25 hectares, é possível aventar que as ações de comando e controle têm eficácia somente para coibir desmatamentos maiores que 25 hectares. Baseando-se nessa conclusão, o presente estudo adotou o pressuposto de que ações de comando e controle podem reduzir em até 41% os desmatamentos ilegais ocorridos na Amazônia e 67% nos demais biomas.

Para estimar os custos das ações de comando e controle, foram realizados e comparados os resultados das abordagens *bottom-up* e *top-down*. Com base em observações etnográficas do trabalho dos fiscais do Ibama entre 2009 e 2010, foi estimado o esforço necessário para a emissão de autos de infração em termos de horas de trabalho e quilômetros rodados (RAJÃO; VURDUBAKIS, 2013). Ao relacionar esses dados ao salário médio dos servidores do Ibama, diárias, aluguel de veículos e preço de combustível com valores de 2014, foi estimado que o custo médio para a emissão de um auto de infração é de R\$ 3.469. Por outro lado, quando considerados os valores destinados pelo governo federal para ações de fiscalização entre os anos 2011 e 2014 com os valores corrigidos para 2014, em uma abordagem *top-down*, os valores são muito superiores (SOUZA CUNHA et al., 2016).

Ao dividir o custo operacional total da execução das ações de comando e controle (i.e., desincentivo) pelo número de autos de infração emitidos pelo Ibama no período, obtém-se um valor médio por multa de R\$ 25.073. Apesar de esse valor ser estimativa conservadora por não considerar os custos institucionais (salários, infraestrutura e equipamentos) da implementação das políticas, é substancialmente superior ao obtido pela abordagem *bottom-up*. O principal motivo para a diferença é que a estimativa de custo *bottom-up* parte do pressuposto de que os recursos do Ibama são empregados de forma 100% eficaz, enquanto o *top-down* considera também os períodos não produtivos (estação das chuvas, entraves burocráticos, limites logísticos, veículos alugados parados na garagem etc.). Posto que a segunda estimativa considera os custos de forma mais abrangente, optou-se por adotar esse valor.

Para calcular o custo marginal das ações de comando e controle, foi realizado o seguinte procedimento: i) calcular a porcentagem da área desmatada por bioma que ocorre fora do CAR (onde a fiscalização em campo é o instrumento mais apropriado); ii) calcular a redução do desmatamento de ações de fiscalização dentro do limite de efetividade; iii) estimar o número total de autos de infração atualmente realizados pelo Ibama e pelos órgãos estaduais de meio ambiente (a partir de dados da Sema-MT); iv) calcular aumento no número de autos de infração necessários para alcançar a redução do desmatamento esperada (i.e., aumento de 1% nos autos de infração para redução de 0,2% no desmatamento); v) multiplicar o número de autos de infração necessários por bioma pelo custo médio das multas na abordagem *top-down*.

A partir desse procedimento, chega-se a uma estimativa de custo anual das ações de fiscalização de R\$ 53 milhões, dos quais R\$ 51 milhões referem-se ao custo das ações na Caatinga, R\$ 1,2 milhão nos Pampas e R\$ 1,3 milhão no Pantanal. Não há custos adicionais para os outros biomas, pois a redução adicional de 10% no desmatamento na Amazônia pode ser alcançada com a implementação do CAR, enquanto não existe redução adicional no desmatamento entre os cenários REF e BC para Cerrado e Mata Atlântica. Cumulativamente, o valor presente líquido das ações de comando e controle entre 2014 e 2050 soma R\$ 578 milhões.

4.3.1.2.3 CUSTO PELO PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS

Os mecanismos de pagamento por serviços ambientais (PSA) são incentivos econômicos que visam modificar o comportamento de atores sociais em relação a objetivos ambientais específicos. Esses instrumentos partem do conceito de que o meio ambiente oferece serviços essenciais para o bem-estar social e para a produção de bens e serviços (e.g., clima estável, provisão de água, manutenção da biodiversidade etc.). Apesar da importância desses serviços, a maioria das atividades econômicas é incapaz de internalizar os custos de seus impactos ambientais para, com isso, proteger de forma autônoma os serviços ambientais. O pagamento por serviços ambientais visa corrigir essa falha de mercado, impondo um custo adicional aos agentes econômicos na forma de impostos ou na compra compulsória de autorizações de poluição negociáveis. Os recursos assim obtidos seriam, potencialmente, repassados para agentes econômicos, o que em teoria induziria comportamentos ambientalmente positivos que não ocorreriam na ausência desses incentivos (TIETENBERG e LEWIS, 2012).

Mecanismos econômicos com essa finalidade seriam importantes principalmente para evitar o desmatamento legal. Embora em tese, com o Código Florestal, seja possível reduzir o desmatamento ilegal, por outro lado, os proprietários de terra continuam com a possibilidade de obter autorizações para suprimir a vegetação nativa nos limites impostos pela lei. Alguns instrumentos de mercado, como a moratória da soja, têm papel importante para evitar também o desmatamento legal, porém um acordo desse gênero fora da Amazônia, onde as restrições ambientais são menores, sofre muita resistência do agronegócio visto que implicaria renúncia de direitos e geraria um custo de oportunidade substancial (GIBBS et al., 2015b). Sendo assim, este estudo considera que a forma mais viável de reduzir o desmatamento legal é por meio de instrumentos por PSA que ofereçam alternativa econômica à supressão de áreas com baixo custo de oportunidade de uso da terra.

Para estimar o eventual custo de um instrumento de pagamento por serviços ambientais voltados para a redução do desmatamento em escala nacional, partiu-se da proposta de Soares-Filho et al. (2016) para que o instrumento de cotas de reserva ambiental (CRA) seja expandido com esse fim. No contexto do novo Código Florestal, as áreas rurais consolidadas (i.e., desmatadas até 22 de julho de 2008), que precisam restaurar a vegetação nativa para atender os requisitos mínimos da reserva legal, podem optar por manter sua área produtiva e compensar a falta de reserva legal por meio de: i) arrendamento de área sob regime de servidão ambiental ou reserva legal; ii) compra e doação ao poder público de área localizada no interior de unidades de conservação de domínio público pendente de regularização fundiária; iii) cadastramento de outra área equivalente e excedente à reserva legal, em imóvel de mesma titularidade ou adquirida em imóvel de terceiro, com vegetação nativa estabelecida, em regeneração ou recomposição, desde que localizada no mesmo bioma; ou iv) contratos de CRA no mesmo bioma e estado ou em área em outro estado definida como prioritária pela União. A CRA difere da compensação provinda da compra de terras florestadas, pois trata-se de um tipo de servidão ambiental em que o vendedor do contrato da CRA se compromete a manter a cobertura vegetal da área durante o período de vigência do contrato. Rajão et al. (2015) propõem o uso da CRA, além da compensação de reserva legal, para o pagamento de múltiplos serviços ambientais – mecanismo denominado de XCRA.

Do ponto de vista jurídico, a aplicação das leis ambientais tem precedência sobre o uso de instrumentos econômicos, por isso considerou-se o uso de instrumentos de comando e controle (CAR e fiscalização) até o limite de sua eficácia para adiante incluir o papel de pagamento de serviços

ambientais mediante o mercado expandido de CRA (XCRA), visando à redução do desmatamento legal. A partir de consultas com servidores da Fundação Estadual de Meio Ambiente de Minas Gerais, considerou-se que esse instrumento poderá ter eficácia de 90%. Essa medida se traduz em um custo adicional de 10% ao funcionamento do mercado de XCRA, tendo em vista a necessidade de adquirir cotas adicionais para alcançar o nível desejado de redução do desmatamento.

No caso da Amazônia, não foi necessário utilizar CRA, posto que as medidas de comando e controle ligadas à implementação do CAR foram suficientes para alcançar as metas do cenário BC, enquanto que, no Cerrado e na Mata Atlântica, as medidas de redução do desmatamento fazem parte do cenário REF. No Pantanal, esse instrumento terá papel secundário, contribuindo com 18% da redução esperada nesse bioma. Na Caatinga e nos Pampas, o pagamento por serviços ambientais terá papel central, considerando os baixos níveis de desmatamento ilegal que podem ser reduzidos mediante ações de comando e controle. Em particular, esse instrumento contribuirá com 66% e 84% das reduções das taxas de desmatamentos anuais na Caatinga e nos Pampas, respectivamente. Para a implementação desse instrumento por meio do XCRA, foi estimado, com base em Soares-Filho et al. (2016), um custo anual total de R\$ 71 milhões por ano para evitar o desmatamento de 2.247 Km². Para o período entre 2014-2050, o valor presente líquido desse custo acumula R\$ 767 milhões (US\$ 354 milhões).

4.3.1.2.4 RECEITA LÍQUIDA COM O DESMATAMENTO EVITADO

A curva marginal de abatimento contabiliza o custo líquido de diferentes medidas de mitigação. Por isso, é importante considerar eventuais fontes de receitas marginais advindas de cada medida. Se, por um lado, o desmatamento aumenta a receita da produção agropecuária, por outro, traz perdas econômicas de serviços ambientais e produtos madeireiros e não madeireiros que deixam de existir. Há vários exemplos de estudos de valoração econômica dos serviços ambientais, com especial foco na Amazônia brasileira. Porém, esses estudos são inconclusivos, ou não fornecem um nível de detalhamento necessário para calcular a receita provinda da oferta adicional de serviços ambientais no Brasil (PETERS et al., 1989; FEARNESIDE, 1997; YOUNG; FAUSTO, 1997; COSTANZA et al., 1998; HALL, 2008).

Visando obter a receita da redução do desmatamento, ainda que nem todas as variáveis sejam passíveis de mapeamento, utiliza-se como *proxy* a rentabilidade do manejo florestal sustentável nas áreas que deixaram de ser desmatadas no cenário BC em relação ao cenário REF.

Por causa da ausência de dados e pelo baixo valor dos recursos madeireiros no Cerrado, na Caatinga e no Pantanal, e restrições legais na Mata Atlântica, essa receita foi calculada exclusivamente para a Amazônia. Para tanto, foram utilizadas as estimativas provenientes do SimMadeira, modelo dinâmico de simulação espacial da indústria madeireira da Amazônia Legal (MERRY et al., 2009). Desenvolvido sobre a plataforma do *software* Dinamica EGO, o SimMadeira produz estimativas do retorno econômico do setor madeireiro na Amazônia com base em simulações de receitas que integram custos e preços, demandas de mercado, áreas produtivas e volume potencial de madeira comercial.

O modelo foi concebido tanto para a exploração sustentável de madeira, com a simulação de procedimentos de um manejo legal, quanto para a exploração convencional (incluindo a produção ilegal de madeira). As etapas do SimMadeira são baseadas em interações com base no cálculo do

volume comercial de madeira, capacidade de produção de centros/polos madeireiros, estimativas de custos (transporte, investimentos e exploração), cálculo de rentabilidade e atualização de infraestrutura (estradas, em específico). O modelo está fundamentado no balanço entre custos e receita potencial da extração da madeira em tora e simula sua rentabilidade geograficamente. O primeiro passo do modelo é calcular o volume de madeira comercial. Para tanto, um mapa inicial de volume de madeira comercial é necessário. No SimMadeira, utilizou-se o volume de Merry et al. (2009), que converte biomassa em madeira comercial por meio de coeficientes de densidade de madeira (RADAM Brasil), e a partir de um fator de conversão de biomassa. Esses coeficientes foram espacialmente diferenciados usando polígonos de Thiessen e depois multiplicados (célula por célula) pelo mapa de biomassa.

A simulação da atividade madeireira no modelo começa pela suposição de que toda madeira extraída será levada até um centro madeireiro que a comercializa em toras. As iterações temporais do modelo são feitas de forma regionalizada para a área de influência (definida a partir da cobertura/uso da terra e vias de transporte) dos centros madeireiros. Os cálculos por área de influência começam com a identificação de quais áreas serão exploradas por meio de manejo florestal sustentável (considerando os parâmetros de manejo sustentável) e quais serão por exploração convencional. Para tanto, o modelo reproduz o que seriam as unidades de manejo florestal (UMF) e suas unidades de produção anual (UPA) para a exploração sustentável. O SimMadeira executa a exploração de acordo com a capacidade de cada centro e obtém as estatísticas de volume total explorado, custos por célula explorada e receita líquida obtida. Um módulo adicional executa a criação de novas estradas em direção aos pontos que foram explorados, atualizando os custos de transporte. Em seguida, os mapas gerados a cada ano são atualizados para as iterações seguintes.

O modelo define os centros madeireiros a partir de sedes municipais que produzem madeira em tora ou polos madeireiros instituídos. A modelagem assume que um centro que comercializa madeira em tora poderá deixar de comercializá-la quando ocorrer a extinção de madeira potencialmente rentável disponível para ser extraída na área de influência do centro. Nessa situação, o modelo define tal centro madeireiro como extinto e busca regiões potencialmente rentáveis em um determinado raio de distância do atual centro para estabelecer um novo centro a partir de outras áreas rentáveis e da existência de acessos. Para tanto, o modelo calcula a capacidade de produção dos centros madeireiros a partir de um volume produzido em um ano inicial. A cada passo de tempo da simulação (a cada ano), a capacidade pode expandir até uma determinada taxa anual ajustada, até que se alcance a extinção do volume rentável passível de exploração. Após a exploração, o modelo também contabiliza o volume remanescente a fim de estimar o volume total que efetivamente foi extraído, bem como a área total explorada (considerando um ciclo de corte de 30 anos).

Os custos de transporte são representados no modelo em termos de custo acumulado desde o local de extração até a sede madeireira e baseado nos valores atribuídos à “fricção da superfície”, expressa em R\$/m³/km. Para o cálculo dos custos de transporte, o modelo assume, portanto, a via de menor custo entre o ponto de extração e a sede madeireira. Os custos variam em função do modal de transporte (fluvial, rodoviário, ferroviário), qualidade (asfalto, piçarra etc.) e considera projetos de pavimentação e construção de novas vias. O custo total da madeira em tora é um valor expresso em R\$/m³ de tora e tem três componentes: custos de exploração, custos de transporte e custos de investimento.

Os custos de exploração representam o valor gasto com derrubada, arraste e transporte da tora até o pátio da empresa, e o custo de investimento é expresso como uma taxa de juros médios de empréstimo bancário aplicada sobre o somatório dos custos de transporte e exploração. O custo de investimento reflete o quanto se ganharia se o dinheiro aplicado no pagamento pela madeira em pé fosse investido em outra atividade econômica.

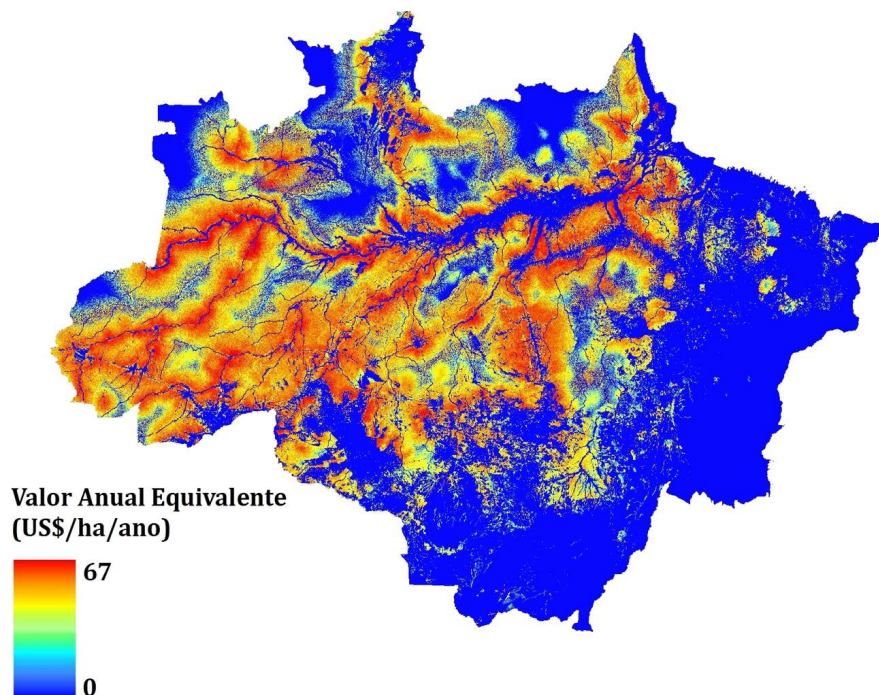


Figura 129 – Valor Anual Equivalente da Rentabilidade do Manejo Florestal Sustentável para o Proprietário da Área (preço de corte) já Considerados os Custos de Produção e Logística Obtido pelo SimMadeira

Após o cálculo do custo total, o volume comercial (m^3/ha) é multiplicado pelo tamanho da área de cada célula (ha) para obtenção do total de volume por célula (m^3), o qual, em seguida, é multiplicado pelo preço do m^3 de tora para obtenção da receita bruta. Em seguida, desse valor subtrai-se o custo total e obtém-se a receita líquida por célula. Dentre os principais resultados finais do SimMadeira, destacam-se: i) volume comercial total, referente a todo volume comercial remanescente explorável na área de influência do centro madeireiro no ano em análise; ii) capacidade do centro madeireiro [m^3/ano]; iii) volume efetivamente extraído [m^3]; iv) área explorada [ha]; v) custo total [US\$]; vi) receita líquida total [US\$] (Figura 129).

A partir desse procedimento, foi possível calcular uma receita marginal provinda do desmatamento evitado na Amazônia que parte de US\$ 20 mil ao ano, em 2013 (quando a área adicional preservada era pequena), chegando a US\$ 1,3 milhão, em 2050. Essas receitas somam, no período, US\$ 19 milhões (R\$ 41 milhões). Visto que as receitas de valor mais elevadas ocorrem no final do período, ao calcular o valor presente líquido, o montante é somente US\$ 2,9 milhões.

4.3.1.3 EMISSÕES EVITADAS PELA REDUÇÃO DO DESMATAMENTO

Para obter as emissões evitadas decorrentes da redução do desmatamento, foram comparadas as emissões projetadas para os cenários REF e BC. Os resultados indicaram a redução de 1,6 bilhão de toneladas de CO₂e no cenário BC em decorrência das medidas de mitigação propostas para os biomas Caatinga, Pampas, Pantanal e Amazônia.

4.3.1.4 CUSTO MARGINAL DE ABATIMENTO DA REDUÇÃO DO DESMATAMENTO

A partir dos procedimentos metodológicos descritos acima, foi possível estimar custos e receitas marginais provenientes da redução do desmatamento (Tabela 98). A implementação do CAR, entre 2014 e 2017, tem custo mais substancial, representando 66% do total. O pagamento por serviços ambientais, com 18% do custo, é o segundo item mais substancial. As ações de comando e controle, mediante realização de autos de infração no CAR, e as ações de campo correspondem a 3% e 13%, respectivamente, do custo total. O manejo florestal sustentável nas áreas de desmatamento evitado gerou uma receita pouco significativa com relação aos custos. Desse modo, o valor presente líquido do custo marginal líquido das ações de controle do desmatamento foi de R\$ 4,3 bilhões (US\$ 2,9 bilhões). Considerando uma redução de emissão de GEE de 1,6 bilhão de toneladas de CO₂e, é possível calcular o custo marginal de abatimento da redução do desmatamento em R\$ 2,7/tCO₂e, o que corresponde a US\$ 1,24/tCO₂e, dada a taxa de câmbio de R\$ 2,17 por dólar, considerada em todo o projeto.⁵³

Tabela 98 – Custos por Instrumento e Receitas Provindas do Desmatamento Evitado em Áreas de Manejo Florestal Sustentável na Amazônia

Custo por instrumento	R\$ (milhões)	US\$ (milhões)
Implementação do CAR	2.872	1.324
Realização dos autos de infração no CAR	138	64
Ações de comando e controle	579	267
Pagamento por serviços ambientais	767	354
Receita marginal e emissões evitadas	R\$ (milhões)	US\$ (milhões)
Manejo florestal sustentável	6	3
Custo marginal líquido	4.350	2.900
Emissões evitadas pela redução do desmatamento	1.610 milhão tCO ₂ e	
Custo marginal de abatimento	R\$ (tCO ₂ e)	US\$ (tCO ₂ e)
Custo marginal de abatimento (tCO ₂ e)	2,70	1,24

⁵³ É importante ressaltar que fazem parte do cenário REF todos os custos e abatimentos vinculados a políticas já em vigência no Brasil. Por isso foram excluídos da curva MAC dessa média os investimentos necessários para implementar integralmente a Lei da Mata Atlântica e a redução do desmatamento na Amazônia em 80%, no Cerrado em 40%, com relação à média histórica calculada entre os anos 1996-2005 e 1999-2008 para os dois biomas, respectivamente. Enquanto a meta de redução na Amazônia está próxima de ser alcançada, a redução no Cerrado e na Mata Atlântica demandará esforços substanciais que não foram contabilizados neste estudo.

4.3.2 RECOMPOSIÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA

4.3.2.1 RESTAURAÇÃO AMBIENTAL NO BRASIL

Para a adequação ambiental das áreas de passivo, ao produtor rural é permitido o emprego de diferentes métodos para a recomposição florestal, ou outras formas de vegetação nativa, a serem utilizados isolados ou em conjugação (Lei nº 12.727/2012). Os métodos podem variar desde a condução de regeneração natural, passando pelo plantio exclusivo de espécies nativas, ou intercalado com espécies exóticas, até compensação por mecanismos de mercado e doação, considerando restrições de área, tipologia, biomas, prazos e outras restrições legais.

Assim, a seleção do método ou conjunto de métodos permitidos é uma variável-chave não só para o sucesso da regularização ambiental das propriedades rurais a ser validado pelos órgãos ambientais estaduais, mas também do nível de investimentos (custos) e benefícios da recuperação da vegetação. Nesse sentido, faz-se necessária a devida regulamentação dos Programas de Regularização Ambiental (PRA) em todos os estados de forma a definir listas de espécies que podem ser utilizadas, áreas prioritárias para restauração, prazos, procedimentos legais, dentre outros fatores que impactam a implementação da legislação.

É importante destacar que a identificação do método, ou o conjunto de métodos mais adequado por localidade, depende de um diagnóstico apropriado do local a ser recuperado, das condições da paisagem do entorno e da região em que se insere (REIS et al., 2003; RODRIGUES et al., 2009). No diagnóstico, devem ser avaliados tecnicamente o grau de perturbação, o nível de degradação e, principalmente, o potencial de autorrecuperação da área, visando à definição de ações específicas de recuperação e/ou restauração que possam aproveitar o máximo desse potencial. É possível que pelo menos parte da vegetação natural se restabeleça a partir de ações de indução e condução da regeneração natural e, portanto, alcançando não somente a redução dos custos da adequação ambiental, fator-chave para a efetiva implementação do Código Florestal, mas também uma garantia maior de sucesso da recuperação (RODRIGUES et al., 2009).

4.3.2.2 OPÇÕES DE RECUPERAÇÃO E RESTAURAÇÃO AMBIENTAL

No contexto da recuperação e restauração ambiental, diferentes metodologias têm sido propostas, testadas e monitoradas, como a indução/condução da regeneração natural: plantio de mudas de espécies nativas em linha; plantio em ilhas; técnicas diversas de nucleação; semeadura direta; enriquecimento; adensamento, entre outras (IMAFLOTA, 2008; RODRIGUES et al., 2009; CURY; CARVALHO, 2011). Apesar dos relevantes avanços na fronteira do conhecimento no que diz respeito ao desenvolvimento de técnicas da ecologia da restauração e projetos de grande escala (METZGER; BRANCALION, 2013a), a adoção de ações para recuperar ou restaurar ecossistemas de forma artificial representa grande desafio no tocante a ser o mais semelhante possível aos processos naturais (REIS et al., 2003).

Comumente, utiliza-se o plantio de mudas e técnicas silviculturais como métodos em áreas consideradas degradadas, geralmente com espécies arbóreas, como forma de recuperação e cobertura rápida da área. No entanto, esse processo se mostra muitas vezes demasiado intensivo em mão de obra e insumos, com altos custos associados. Além disso, a alta mortalidade das mudas por diversos fatores, como formigas e competição com espécies invasoras, torna essas técnicas, do ponto de vista da relação custo-efetividade, pouco vantajosas (BRANCALION, 2013a). Dessa forma, a ecologia da restauração tem sugerido a aplicação de técnicas que visem à restauração do ecossistema por meio do incremento do processo sucessional e da ampliação da resiliência da área.

O Quadro 8 apresenta uma síntese das principais técnicas de restauração e algumas recomendações/indicações gerais das principais técnicas sugeridas na literatura e nos manuais técnicos disponíveis.

Quadro 8 – Principais Técnicas de Restauração e Definição das Atividades Envolvidas e Indicações Gerais

Técnica de restauração	Síntese	Atividades envolvidas	Recomendações/ indicações gerais
Condução da regeneração natural	Condução da regeneração natural colocando em prática algumas medidas que auxiliam o restabelecimento dos processos naturais de sucessão.	Cercamento; aceiramento; combate a cupins e formigas; controle de vegetação invasora e manutenção.	Isolar os fatores de perturbação e degradação. Indicado para áreas com potencial de autorrecuperação.
Plantio de nativas em linha	Plantio de mudas realizado com espaçamento determinado, seguindo ordem linear, objetivando preenchimento total e mais rápido da área desmatada. Podem ser aplicados diferentes espaçamentos, conforme as características da área.	Cercamento; aceiramento; preparo do solo; adubação; controle de vegetação invasora; plantio de mudas; combate a cupins e formigas; replantio; transporte das mudas.	Proximidade a viveiros de mudas; disponibilidade de espécies diversas; disponibilidade de recursos humanos e financeiros.
Plantio de nativas em ilhas	Consiste no plantio de mudas em núcleos espalhados pela área, favorecendo a dispersão de sementes para os demais espaços na área que se pretende restaurar. Podem ser aplicados diferentes espaçamentos, conforme as características da área.	Cercamento; aceiramento; preparo do solo; adubação; controle de vegetação invasora; plantio de mudas; combate a cupins e formigas; replantio; transporte das mudas.	Indicado para locais onde há potencial e já ocorre regeneração natural, de difícil acesso ou com pouca mão de obra e/ou recursos.
Adensamento	Envolve o plantio de mudas ou sementes de espécies de rápido crescimento no interior de capoeiras, florestas secundárias e/ou florestas degradadas, preenchendo espaços vazios entre as demais espécies.	Cercamento; aceiramento; preparo do solo; adubação; controle de vegetação invasora; plantio de mudas; combate a cupins e formigas; replantio; transporte das mudas.	Indicada para áreas que têm mata nativa, mas que não preenchem toda a área, formando “buracos” na vegetação.
Enriquecimento	Consiste em reintroduzir, sob a copa das árvores de floresta degradada ou em restauração, algumas espécies de plantas que existiam originalmente.	Cercamento; aceiramento; preparo do solo; adubação; controle de vegetação invasora; plantio de mudas; combate a cupins e formigas; replantio; limpeza da área; transporte das mudas.	Indicada para áreas de pouca diversidade de espécies e que não contam com fontes de propágulos próximos.
Semeadura direta	Técnica que supera uma das primeiras barreiras à regeneração natural, isto é, a ausência de banco de sementes.	Plantio direto com plantadeira; plantio manual.	Disponibilidade de mão de obra especializada e maquinário.
Técnicas diversas de nucleação (sem plantio)	Caracterizada por diversas técnicas que são implantadas, nunca em área total, mas sempre em núcleos, a fim de deixar espaços abertos para a colonização de regenerantes.	Transposição de solo; transposição de serrapilheira; instalação de poleiros artificiais e naturais; transposição de galharia, dentre outras.	Proximidade a fragmentos florestais (de preferência com alta diversidade).

Fonte: Adaptado de IMAFLORA, 2008; RODRIGUES et al., 2009; CURY; CARVALHO, 2011

A adoção de técnicas de recuperação ou restauração deve ser antecedida pela definição do objetivo fundamental da intervenção ambiental. No caso da regularização ambiental, é necessário definir o que se pretende com as ações de recuperação das áreas de passivo prevista no Código Florestal. Nesse sentido, pode-se lançar mão dos conceitos aplicados à ecologia da restauração de forma a auxiliar a tomada de decisão quanto a seleção, planejamento e execução das ações de regularização ambiental previstas na legislação. Para isso, é necessário diferenciar os conceitos de recuperação e restauração e como devem ser implementados no contexto do PRA.

- Recuperação: termo que tem sido associado às áreas degradadas, referindo-se à aplicação de técnicas silviculturais, agronômicas e de engenharia com vistas ao retorno de um sítio degradado a uma condição não degradada, que pode ser diferente da original. Essa nova condição está associada a um plano preestabelecido para o uso do solo, sem preocupação com o retorno da área com suas condições originais ou a um clímax dinâmico (MARTINS, 2014).
- Restauração: termo empregado no sentido de promover o restabelecimento dos processos ecológicos responsáveis pela construção gradual dos ecossistemas, criando condições para restaurar a integridade ecológica, sua biodiversidade e estabilidade no longo prazo (MARTINS, 2014).

As diferenças marcantes quanto ao objetivo final de uso e cobertura da terra devem ser levadas em conta pelos proprietários rurais e pelos órgãos ambientais. Para isso, devem ser considerados os benefícios econômicos, sociais e ambientais das distintas modalidades, principalmente em ecossistemas degradados e em propriedades inseridas em paisagens com baixa cobertura vegetal e alta fragmentação florestal.

Apesar de o código mencionar apenas a expressão “recomposição” florestal ou outras formas de vegetação nativa, algumas legislações florestais estaduais abordam explicitamente os conceitos de recuperação e restauração (Lei nº 20.922, de 16 de outubro de 2013 – estado de Minas Gerais) em função da importância dessa tomada de decisão inicial e suas consequências (*trade-offs*). Um exemplo prático da opção pela recuperação é a possibilidade de utilização de plantios de mudas de espécies exóticas para fins comerciais, como eucaliptos e pinus, para regularização do passivo ambiental em até 50% da área. Apesar de permitido por lei, o plantio dessas espécies não faz parte do escopo da restauração ambiental.

As receitas não são consideradas pela ausência de dados científicos robustos por bioma para se estimarem os ganhos econômicos da manutenção e recuperação dos serviços ambientais. Por isso, foram estimados somente os custos e os desafios da recomposição da vegetação nativa, não sendo considerada a recuperação como estratégia de adequação ambiental das propriedades rurais em vista dos relevantes ganhos ambientais comparativos (tangíveis e não tangíveis), principalmente pelo restabelecimento dos serviços ecossistêmicos originais como “produção” de água, controle de pragas, controle de erosão, dentre outros, provenientes da restauração ecológica (BRANCALION et al., 2013b). Além disso, parte-se da premissa de que a efetiva implementação do Código Florestal, aliada à consecução dos objetivos ambientais previstos na própria legislação federal, depende da maximização da relação de custo-efetividade para os produtores rurais e para a sociedade, o que significa a adoção de técnicas de restauração de baixo custo associadas ao aumento da proteção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos necessários à sustentabilidade da produção agropecuária. Nesse sentido, assume-se que a

efetividade é alcançada tanto pela remoção de carbono das áreas-alvo de adequação ambiental quanto pelo aumento da resiliência dos ecossistemas terrestres capazes de garantir a manutenção do carbono estocado ao longo do tempo.

4.3.2.3 ESTIMATIVA DE CUSTOS E RECEITAS DA RECOMPOSIÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA

Os custos associados à restauração florestal (ambiental) podem variar enormemente entre diferentes localidades e regiões. Alguns ecossistemas podem ser restaurados a custos relativamente baixos, tais como florestas em estágio inicial de regeneração e pastagens com solos não compactados próximos a fragmentos florestais. Por outro lado, áreas atingidas por voçorocas e solos muito compactados carecem de investimentos mais robustos para induzir ou desencadear processos ecológicos de sucessão vegetal.

Portanto, estimar os custos envolvidos na restauração florestal em escala nacional é uma tarefa complexa que exige a avaliação de: i) diferentes graus de perturbação e degradação; ii) potenciais de regeneração natural; iii) técnicas de restauração disponíveis; iv) complexidade da sucessão ecológica; e v) efetividade das técnicas nos diferentes biomas. Em função de desafios e incertezas relativos às estimativas, trabalha-se em ordem de grandeza dos custos envolvidos para cumprimento do Código Florestal e metas de restauração florestal no território nacional. Para chegar a essas estimativas, é necessária uma simplificação das variáveis ambientais e operacionais envolvidas de modo a simular os investimentos minimamente requeridos para a restauração ambiental em larga escala espacial.

Há ainda a possibilidade de utilização de modelos de restauração baseados em espécies nativas que gerem receita para o produtor rural, o que pode ser obtido por meio da exploração de produtos florestais madeireiros e não madeireiros a partir da floresta em restauração (NAVE et al., 2015), bem como pelo pagamento por serviços ambientais. Entretanto, as lacunas de conhecimento técnico-científico e poucas experiências em larga escala mostram que muito ainda deve ser feito para diminuição da percepção de riscos advindos da adoção desses modelos por parte dos produtores rurais (SILVA, 2013).

Para estimar os custos da restauração no Brasil, foi desenvolvido um modelo espacialmente explícito na plataforma Dinamica EGO, cobrindo todo o território nacional, no qual foi calculada, primeiramente, uma superfície de favorabilidade da regeneração natural baseada nas seguintes variáveis: i) distância a fragmentos de vegetação nativa; ii) distância a estradas; iii) declividade; iv) outros fatores que afetam o potencial de autorrecuperação (CAMPELLO, 1998; MAGNAGO et al., 2012; MARTINS et al., 2014). A Figura 130 apresenta um fluxo esquemático das principais etapas metodológicas desenvolvidas.

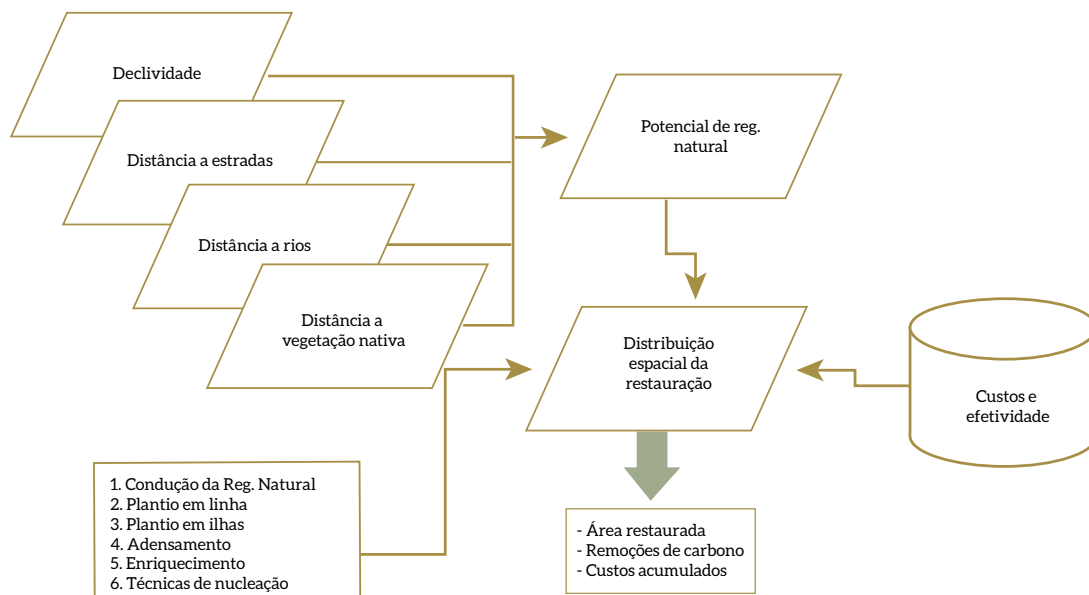


Figura 130 – Fluxo das Principais Etapas da Metodologia Utilizada para Simulação da Área Restaurada, Remoções de Carbono e Cálculo dos Custos Acumulados

Em geral, o modelo simula probabilisticamente a conversão de áreas previamente desmatadas (pastagens) para florestas secundárias, ou em início de processo de sucessão, levando-se em consideração as áreas mais favoráveis para ocorrência de revegetação.

Em seguida, foram levantados os custos das atividades de implantação (1 ano) e manutenção (2 anos), de técnicas de restauração consideradas tecnicamente recomendáveis e realistas, do ponto de vista econômico, buscando-se a redução dos custos para o produtor rural e a redução dos riscos de insucesso da restauração pela adoção dos serviços de assistência técnica e extensão rural (planejamento, diagnóstico e monitoramento) e incremento gradual do processo sucessional. Para isso, como premissa, assume-se que todos os projetos de restauração de áreas de passivo ambiental contarão com apoio técnico especializado a ser ofertado pelos governos estaduais ou por parcerias com outras empresas e instituições. Outros custos, como o preço médio de frete das mudas e os custos da consultoria técnica (elaboração de projeto e monitoramento), também foram considerados.

Foi realizada uma modelagem econômica especificamente para esse estudo, utilizando uma taxa de desconto de 8% para cálculo do valor presente líquido (2013-2050) dos custos anuais. A base de dados utilizada (Anexo 11) integra informações disponibilizadas por órgãos governamentais e viveiros no estado de Minas Gerais.

Posteriormente, foram selecionadas seis técnicas de restauração ecológica, a saber: i) condução da regeneração natural; ii) plantio de mudas em linha; iii) plantio de mudas em ilhas; iv) adensamento; v) enriquecimento; e vi) técnicas diversas de nucleação (sem plantio). Foram calculados os custos por hectare e os custos totais da alocação das diferentes técnicas com base na distribuição espacial da distância a fragmentos florestais, ou de vegetação nativa, e o mapa de potencial de regeneração natural previamente calculado. Para o conjunto de técnicas diversas de nucleação, assumiu-se um custo total equivalente dos custos de combate a formigas e controle de espécies invasoras das demais técnicas.

Foi alocada nas áreas de preservação permanente (APP) a técnica de condução da regeneração natural em função da maior probabilidade de existência de banco de sementes, regenerantes e proximidade a fragmentos florestais fontes de propágulos. Para as áreas de reserva legal, foram alocadas técnicas de condução da regeneração natural, associadas a técnicas de nucleação (sem plantios), apenas para áreas com favorabilidade da regeneração natural maior que 50% e distantes de fragmentos florestais em até 1.000 metros (66% das áreas simuladas).

Para áreas mais distantes que 1.000 metros e com favorabilidade acima de 30%, foram alocadas as técnicas de plantio em ilhas, conjugadas com técnicas diversas de nucleação (sem plantios). Para as demais áreas, com favorabilidade de regeneração natural menor que 30% e distantes de fragmentos florestais, foram alocadas as técnicas de plantio em ilhas com menor espaçamento, associadas com práticas de enriquecimento e/ou adensamento e outras técnicas diversas de nucleação. A opção pela técnica de plantio de mudas em ilhas, conjugada com outras técnicas de nucleação sem plantios em detrimento dos plantios convencionais em linha, justifica-se pela redução de custos associados (menor quantidade de mudas) e riscos de alta mortalidade de mudas por área.

4.3.2.4 REMOÇÕES OBTIDAS PELA EXPANSÃO DA RECOMPOSIÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA

Para o cálculo do sequestro de carbono promovido pela expansão das áreas que vão promover a recomposição da vegetação nativa, foi utilizada a remoção da área marginal de recomposição que resultou em 414 milhões de toneladas de CO₂e de 2012 a 2050, no cenário BC. Essa remoção é resultado da restauração de 4,5 Mha adicionais ao cenário REF no cenário BC.

4.3.2.5 CUSTO MARGINAL DE ABATIMENTO DA EXPANSÃO DA RECOMPOSIÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA

As estimativas indicam custo médio de R\$ 6.535 por hectare em valor presente líquido (1 ano de implantação e 2 anos de manutenção), para todo o território nacional, considerando as diferentes técnicas de restauração previamente selecionadas. Em um cenário REF, no qual é prevista a restauração de 16,42 milhões de hectares de áreas de passivo ambiental em reserva legal, o valor presente líquido dos custos soma cerca de R\$ 33,76 bilhões. Em um cenário BC, os investimentos necessários, até 2050, em valor presente líquido, atingem aproximadamente R\$ 42,05 bilhões, considerando 21 milhões de hectares de regeneração. As remoções de carbono somam 1.762 MtCO₂e e 2.174 MtCO₂e, nos cenários REF e BC, respectivamente, até 2050.

É importante destacar que, ao se considerar a efetividade do cumprimento integral do Código, associada à ampliação e manutenção dos estoques de carbono por meio da restauração ambiental, não foram contabilizados os múltiplos benefícios da proteção da biodiversidade e do restabelecimento de serviços ecossistêmicos, dos quais dependem a produção agropecuária e as atividades humanas em geral.

Tabela 99 – Resultados em Termos de Áreas Restauradas, Remoções Acumuladas e Respective Custos Totais

ANO	CENÁRIO REF			CENÁRIO BC		
	Área restaurada (Mha)	Remoções acumuladas (MtCO ₂ e)	Custo Total (R\$ bi)	Área restaurada (Mha)	Remoções acumuladas (MtCO ₂ e)	Custo Total (R\$ bi)
2015	1,15	11,35	7,07	1,41	13,94	8,73
2020	3,06	96,33	15,77	3,75	117,72	19,39
2025	4,96	251,7	21,67	6,08	307,03	26,61
2030	6,86	491,22	25,68	8,40	593,41	31,51
2035	8,75	771,6	28,40	10,73	920,71	34,85
2040	11,31	1.075,8	30,91	14,19	1.287,06	38,24
2045	13,87	1.405,02	32,61	17,61	1.703,32	40,51
2050	16,42	1.762,12	33,76	21,01	2.176,31	42,05

Em função da possibilidade de uso econômico da reserva legal, segundo o Código Florestal, foi realizada uma avaliação preliminar do impacto de um modelo de restauração que gerasse renda para o produtor rural por meio do uso de espécies de enriquecimento nativas para produção de madeira nobre. Entretanto, o potencial de retorno da venda da madeira não foi capaz de cobrir custos de implantação e manutenção em função do longo tempo de retorno do investimento (espécies madeireiras de ciclo longo – 30 a 40 anos pós-plantio), necessidade de plantio em áreas com estrutura florestal já estabelecida e impacto da taxa de desconto nesse período de tempo. Essa constatação indica a necessidade de realização de mais estudos de viabilidade econômica e políticas públicas específicas para a promoção de modelos de restauração florestal de uso econômico de reserva legal.

A partir dessas premissas, é possível calcular remoções e custos marginais da restauração florestal. No que se refere aos custos, o cenário BC implica um custo adicional em relação ao REF de R\$ 8,2 bilhões até 2050, que corresponde a US\$ 3,8 bilhões em valor presente líquido. De forma similar, o cenário BC gera remoção adicional de 414 MtCO₂e em relação ao REF no período que vai até 2050. Portanto, o custo marginal de abatimento da restauração florestal é de US\$ 9,22/tCO₂e.

4.3.3 INTENSIFICAÇÃO DA PECUÁRIA BOVINA DE CORTE

4.3.3.1 CUSTOS E RECEITAS DA INTENSIFICAÇÃO DA PECUÁRIA

Como principais estratégias na mitigação de emissões de GEE na pecuária bovina de corte, foram considerados reforma de pastos degradados e confinamento.

Para a reforma de pastagem (correção e adubação) e divisão de área e infraestrutura (cerca elétrica, bebedouros e cochos), foi considerado o valor de R\$ 2.397,00/ha (Tabela 100). Para manutenção anual (adubos) das pastagens, considerou-se o valor de R\$ 557,00/ha (Tabela 101). Para o plantio direto das pastagens com infraestrutura em área de lavoura, R\$ 521,00/hectare (Tabela 102).

Tabela 100 – Custos de Manutenção de Pastagens em Sistemas Intensivos – R\$/hectare

Item	R\$/hectare	%
Operações mecanizadas	691,00	30,0
Insumos para pastagens	808,00	35,0
Cerca elétrica	575,00	23,0
Infraestrutura (cochos, bebedouros, reservatórios, canos, etc.)	321,00	13,0
Total	2.397,00	100,0

Fonte: MARCUZZO; LIMA, 2015

Tabela 101 – Custos de Formação de Pastagens de *Brachiaria sp.* em Sistema Integrado – R\$/hectare

Item	R\$/hectare	%
Operações mecanizadas	123,00	22,0
Aubos (NPK) para pastagens	434,00	78,0
Total	557,00	100,0

Fonte: BARBOSA (comunicação pessoal), 2015

Tabela 102 – Custos de Formação de Pastagens de *Panicum maximum* em Sistema Convencional – R\$/hectare

Item	R\$/hectare	%
Operações mecanizadas	200,00	38,4
Insumos para pastagens	321,00	61,6
Total	521,00	100,0

Fonte: BARBOSA (comunicação pessoal), 2015

No que tange ao confinamento bovino, entre outras rubricas de custos, podem-se destacar o valor médio de implantação de confinamento (R\$ 400,00/boi); a alimentação para bovinos confinados (R\$ 319,00/bovino), por ciclo de 90 dias; e o custo operacional (combustível, mão de obra, energia, depreciação, medicamentos, entre outros) de R\$ 1,50 por bovino confinado/dia, ou seja, R\$ 135,00/bovinos em 90 dias. Desse modo, o custo total por boi confinado soma, em média, R\$ 845/bovino por um período de 90 dias, ou R\$ 454 quando desconsiderados os custos de implantação de confinamento.

Tabela 103 – Custos de Implantação e Manutenção de um Confinamento de Bovinos de Corte – R\$/bovino

Item	R\$/bovino	
Implantação (a+b)	400,00	%
Máquinas e equipamentos (a)	188,00	47,0
Benfeitorias (currais, galpão, dejetos, fábrica de ração etc.) (b)	212,00	53,0
Dieta – 90 dias (c+d)	319,00	%
Volumoso (c)	51,00	16,0
Ração concentrada (d)	268,00	84,0
Operacional – 90 dias (e+f+g+h+i)	135,00	%
Depreciação e manutenção (e)	33,75	25,0
Energia (f)	4,05	3,0
Combustível (g)	16,20	12,0
Mão de obra (h)	79,65	59,0
Outros (medicamentos, brincos, etc.) (i)	1,35	1,0

Fonte: BARBOSA (comunicação pessoal), 2015

A receita foi estimada a partir da média mensal de preço dos bovinos de corte no Brasil (boi gordo e vaca), conforme os dados dos anos de 2012, 2013 e 2014 do FNP Consultoria & Comércio (2012, 2013 e 2014). Considerou-se também que, com as melhorias genéticas, o peso de abate aumentará de 18,3 e 14,3 arrobas (carcaça), em 2012, para 20,3 e 16,6 arrobas, em 2050, para machos e fêmeas, respectivamente. Foram utilizados os dados de preço da carne de 2012 para calcular a receita nesse ano. Isso representa um valor de venda de R\$ 1.659,99 (R\$ 90,71/arroba) por macho e R\$ 1.178,60 (R\$82,42/arroba) por fêmea abatida. Para os anos entre 2014 e 2050, foi adotado o preço da arroba de 2014, sendo que, no final do período, foi calculada a receita da venda do gado em R\$ 2.462,80 (R\$ 115,71/arroba) e R\$ 1.744,20 (R\$ 105,36/arroba) para machos e fêmeas, respectivamente.

4.3.3.2 EMISSÕES EVITADAS DA INTENSIFICAÇÃO DA PECUÁRIA

A intensificação da pecuária de corte se constitui como um conjunto de medidas que incluem a recuperação de pastagens degradadas, a adubação de pastagens extensivas e o confinamento. Em decorrência dessas alterações, houve mudanças na quantidade de emissões de GEE produzidas pelo setor.

A expansão da área de pastagens recuperadas promove maior sequestro de carbono pelos solos, sendo o carbono sequestrado pela área marginal recuperada a cada ano contabilizado para se somarem as emissões evitadas. No entanto, a recuperação das pastagens envolve a adição de nitrogênio, que, dessa forma, deve ter suas emissões subtraídas das remoções para o balanço final. Além disso, a diminuição do rebanho gera redução das emissões de metano por fermentação entérica.

Sendo assim, de 2012 a 2050, com relação ao cenário REF, seriam mitigadas emissões de 2,37 bilhões de toneladas de CO₂e.

4.3.3.3 CUSTO MARGINAL E ABATIMENTO DA PECUÁRIA

A implementação das medidas ligadas à mitigação das emissões na pecuária tem custo líquido de R\$ 1,6 bilhão, considerando uma taxa de desconto de mercado de 15%, e R\$ 10,3 bilhões, considerando uma taxa social de 8%. Essa sensibilidade à taxa de desconto pode ser explicada pelo fato de que a diferença do custo líquido entre os dois cenários é negativa entre 2014 e 2024, tornando-se fortemente positiva a partir de 2026 (Figura 131).

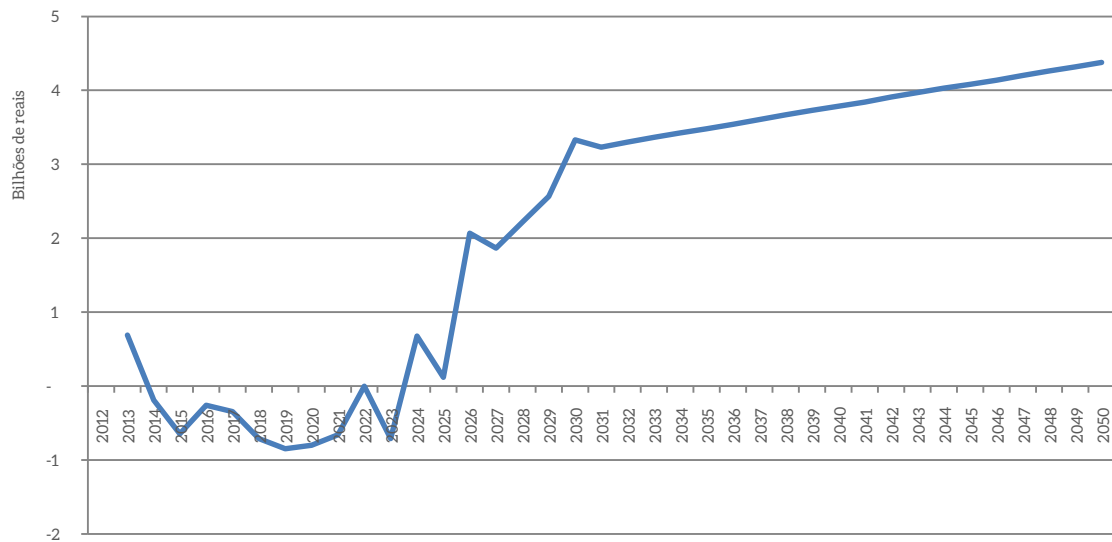


Figura 131 – Custo Líquido da Intensificação da Pecuária com Taxa de Desconto de 15% a.a.

Com a taxa de desconto de 15%, os custos negativos no futuro têm peso menor no resultado final, diminuindo, com isso, o valor presente líquido da medida. Essa dinâmica, por sua vez, é ligada à expansão dos sistemas integrados a partir de 2020, que absorve uma das componentes mais lucrativas da cadeia produtiva da pecuária (i.e., transformação do bezerro em gado magro).

A partir desses dados, é possível calcular o custo marginal de abatimento da intensificação da pecuária bovina de corte de US\$ 0,32/tCO₂e e US\$ 1,99/tCO₂e, para taxas de desconto de 15% e 8% ao ano, respectivamente.

4.3.4 AGRICULTURA DE BAIXO CARBONO

A seguir, são apresentados os procedimentos adotados para obtenção dos parâmetros agrícolas necessários para a determinação dos custos de abatimento para a FBN e SPD. Em geral, os parâmetros consistem nos custos de produção, receitas, emissões evitadas e áreas associadas à adoção de cada tecnologia no cenário BC, em relação ao cenário REF. Apesar de os custos e emissões evitadas do FBN e SPD serem apresentados separadamente, as estimativas partiram do pressuposto de que essas medidas serão implementadas de modo conjunto. Por isso, ao final desta seção, será apresentado um custo de abatimento agregado para a agricultura de baixo carbono.

4.3.4.1 CUSTOS E RECEITAS DA ADOÇÃO DA FIXAÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO (FBN)

O custo médio com inoculantes para promoção da FBN foi de R\$ 3,14/ha. Esse valor representa a média anual da dose de diferentes produtos em diferentes regiões no Brasil, no ano de 2015, conforme pode ser observado na Tabela 104 (CONAB, 2015a).

Tabela 104 – Custo das Doses de Inoculantes (Média Anual) em Diversos Estados do Brasil em 2013, 2014 e 2015

Estado	Inoculante	Custo (R\$/ha)	
		2014	2015
Minas Gerais	Nitral	2,37	3,06
Bahia	Nitral	–	–
Distrito Federal	Nitral	4,31	4,6
Goiás	Call Tech		
	Nitral	–	–
Maranhão	Nitral	2,29	2,29
Mato Grosso do Sul	Nitral	–	–
Mato Grosso	Biomax	–	–
	Nitral	–	–
Paraná	Call Tech		
	Gelfix	2,5	–
	Masterfix	3,2	3,43
	Glycimax	–	2,99
Rio Grande do Sul	Emerge	–	–
	Nitral	2,37	2,49
Custo Médio		2,84	3,14

O custo com adubação nitrogenada foi calculado a partir dos dados disponibilizados pela Conab (2015a) sobre preço médio de diferentes tipos de adubos por estado brasileiro. Assim, para o presente estudo, foram levados em consideração os preços médios da ureia e do sulfato de amônio no ano de 2015 (CONAB, 2015a), nos principais estados produtores do país (Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Bahia, Paraná e São Paulo), conforme apresentado na Tabela 105.

Foi necessário, no entanto, calcular o custo em quilograma de nitrogênio, visto que a estimativa de emissão de N_2O , assim como a economia com fertilizantes devido à adoção de FBN, é realizada a partir da quantidade de nitrogênio aportado ao solo. Para tal, considerou-se que os percentuais de N nos diferentes produtos são 45% e 21%, respectivamente, para ureia e sulfato de amônio. Com isso, chegou-se ao valor do Kg de N contido na ureia de R\$ 3,10 e, no sulfato de amônio, de 5,02 (Tabela 105), com o valor médio igual a R\$ 4,06. Assim, o custo total com a compra de fertilizante em 2012 foi da ordem de R\$ 108,3 milhões, atingindo, em 2050, R\$ 893,2 milhões, caso não seja adotado o FBN. O somatório de todo o período representa custo total de aproximadamente R\$ 19,5 bilhões. Essa estimativa foi realizada considerando o acréscimo de área com FBN no cenário BC em relação ao cenário REF (sem contabilizar a área com soja), um aporte médio de 25,0 kg de N via FBN e o custo médio de R\$ 4,06 por quilograma de N dos adubos sintéticos.

Tabela 105 – Custo da Tonelada de Ureia e Sulfato de Amônio nos Principais Estados Produtores Agrícolas do Brasil e Custo do Kg de N de Adubos Químicos Sintéticos

Produto	Custo (R\$.ton) nos Estados						Média de Custo (R\$. ton)	Custo (R\$ Kg de N)
	GO	MT	MS	PR	SP	BA		
Ureia	1.412	1.569	1.368	1.396	1.373	1.266	1.397	3,10
Sulfato de amônio	-	1.173	1.157	-	1.073	810,0	1.053	5,02
							Custo Médio	4,06

4.3.4.2 CUSTOS E RECEITAS DA ADOÇÃO DE SISTEMA DE PLANTIO DIRETO (SPD)

Os custos médios de produção para SPD e CC foram obtidos a partir da média ponderada do custo de produção de cada cultura nos diferentes sistemas de manejo por sua respectiva área. Levaram-se em consideração, portanto, os custos médios de produção da soja, milho, algodão, arroz, feijão e trigo, obtidos a partir da base da Conab com o histórico de custos para os principais estados produtores (CONAB, 2015b). Os dados da Conab apresentam levantamentos de custos de produção a partir de 1997, sendo que, para o presente projeto, foram adotados os valores disponíveis para 2015 e/ou 2014. Os valores médios do custo de produção para cada cultura nos diferentes sistemas estão na Tabela 106.

Tabela 106 – Custo de Produção Médio (R\$/ha) das Diferentes Culturas no Sistema de Plantio Direto e Cultivo Convencional

Cultivo	Custo por sistema (R\$/ha)	
	SPD	CC
Algodão	6.491,00	7.234,00
Arroz sequeiro	2.972,50	2.008,00
Arroz irrigado	5.524,40	5.524,40
Feijão	3.556,00	3.433,00
Milho	3.091,60	2.881,00
Soja	2.529,90	2.484,00
Trigo	2.178,30	2.178,00

O custo de produção de cada cultura foi multiplicado por sua respectiva área. Em seguida, o valor total foi dividido pela área total, resultando em custos ponderados para SPD e CC entre 2012 e 2050, conforme a Figura 132. Em seguida, calcularam-se as médias entre 2012 e 2050, resultando nos valores finais médios de custo de produção de R\$ 2.604,43/ha e 2.432,86/ha para SPD e CC, respectivamente, que serão usadas para a adoção do custo marginal de abatimento do plantio direto.

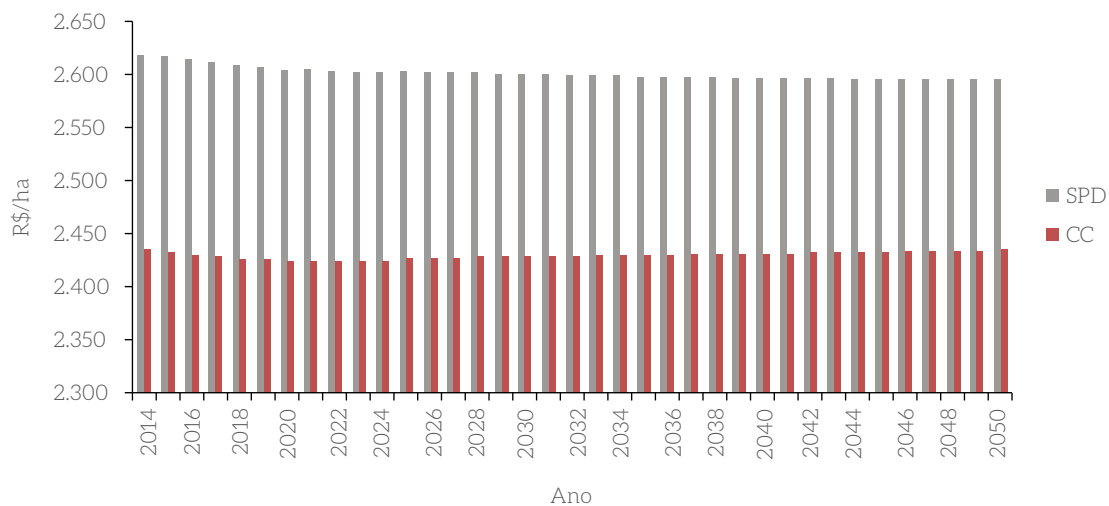


Figura 132 – Custo de Produção Ponderado no Sistema de Plantio Direto e Cultivo Convencional entre 2012 e 2050

Além dos custos de produção de cada sistema, foram calculadas as receitas proporcionadas no SPD e CC. Para essa variável, foi necessário determinar a produtividade (Kg/ha) de cada cultura e o valor de venda dos produtos.

No SPD, os valores de produtividade foram os mesmos utilizados nos cenários REF e BC, visto que o SPD é o modelo predominante (>80% da área) e, portanto, as projeções para crescimento da produtividade das culturas têm sido realizadas a partir desse tipo de sistema. Com isso, foi preciso adequar as produtividades para o sistema convencional de cultivo, o que foi feito a partir da literatura existente.

Os trabalhos que avaliam as diferenças de produtividade entre os sistemas de plantio direto e convencional no Brasil são escassos. Ainda assim, foi possível identificar as tendências para as culturas agrícolas que compõem este estudo. Foi possível observar, por exemplo, que nos cultivos de algodão e feijão as produtividades médias são, respectivamente, 7,0% e 5,7% superiores nos sistemas convencionais, enquanto que, para os cultivos da soja, milho e arroz, o CC apresenta produtividades menores, da ordem de 9,0%, 21,0% e 17,0%, respectivamente, quando comparado ao SPD (Tabela 107). Não foram encontrados dados para a cultura do trigo, assim, optou-se por adotar mesmo nível de produtividade para os dois sistemas.

Tabela 107 – Variação dos Níveis de Produtividade (%) do Cultivo Convencional em Relação ao Sistema de Plantio Direto para as Diferentes Culturas

Cultura	% do nível de produtividade do CC	Fonte
Algodão	+ 7,0	CONAB, 2015b
Arroz	- 17,0	CONAB, 2015b
Feijão	+ 5,7	CONAB, 2015b; RAPASSI et al., 2003; SILVEIRA et al., 2001
Milho	- 21,0	CONAB 2015b; CARVALHO et al., 2004; PEREIRA et al., 2009; PAIVA, 2011
Soja	- 9,0	CONAB 2015b; DEBIASI et al., 2013

O valor de venda de cada produto foi obtido do Centro de Estudos de Economia Aplicada – Cepea (EsaIQ/USP) (2015) e da Conab (2015c), conforme a Tabela 108.

Tabela 108 – Valores de Mercado das Culturas

	Valor (R\$)	Data	Fonte	Detalhes
Algodão (15 kg)	28,13	set/15	Conab	Média dos estados BA, GO, MA, MG, MT, PI e SP
Arroz (50 kg)	40,73	19 a 23/10	Cepea	
Feijão (60 kg)	125,80	set/15	Conab	Média para o mês de setembro de vários estado e tipos de feijão
Milho (60 kg)	32,86	23/10/2015	Cepea	
Soja (60 kg)	81,02	23/10/2015	Cepea	Média EsaIQ/BM&Fbovespa – Paranaguá e Cepea/EsaIQ – Paraná
Trigo (t)	666,44	23/10/2015	Cepea	Média dos preços do Rio Grande do Sul e Paraná

Com os dados de produtividade, foram calculados a produção de cada cultura entre 2012 e 2050 e, em seguida, o montante total em reais (R\$) obtidos com a possível venda dos produtos, que, dividido pela área total, permitiu a obtenção da receita média ponderada no SPD e CC (Tabela 109). Portanto, a receita média no SPD foi calculada em R\$ 4.763,38 por hectare, enquanto que no CC foi de R\$ 4.253,41.

Tabela 109 – Receitas Totais e por Hectare nos Sistemas de Plantio Direto e Cultivo Convencional entre 2012 e 2050

	Receita total (R\$) - SPD	Receita total (R\$) - CC	Área (ha)	Receita (R\$ / ha) - SPD	Receita (R\$ / ha) - CC
2012	16.411.150.630	14.663.607.318	4.759.116	3.448,4	3081,2
2013	19.073.164.239	16.998.906.147	5.373.685	3.549,4	3.163,4
2014	19.684.889.538	17.551.303.753	5.435.521	3.621,5	3.229,0
2015	20.023.929.928	17.846.326.731	5.485.240	3.650,5	3.253,5
2016	20.533.349.986	18.299.496.532	5.559.830	3.693,2	3.291,4
2017	21.187.503.408	18.888.246.136	5.636.857	3.758,7	3.350,8
2018	21.777.015.544	19.415.377.064	5.716.607	3.809,4	3.396,3
2019	22.352.324.744	19.928.368.501	5.799.064	3.854,5	3.436,5
2020	23.015.284.734	20.523.119.317	5.879.760	3.914,3	3.490,5
2021	23.293.575.529	20.774.589.046	5.828.013	3.996,8	3.564,6
2022	23.382.471.104	20.855.667.903	5.739.404	4.074,0	3.633,8
2023	23.511.254.865	20.973.797.199	5.656.824	4.156,3	3.707,7
2024	23.654.943.893	21.105.396.551	5.580.211	4.239,1	3.782,2
2025	23.925.604.863	21.351.086.545	5.569.260	4.296,0	3.833,7
2026	23.969.132.884	21.392.188.535	5.482.665	4.371,8	3.901,8
2027	24.021.729.076	21.441.403.072	5.401.178	4.447,5	3.969,8
2028	24.084.304.858	21.499.546.003	5.324.735	4.523,1	4.037,7
2029	24.157.791.671	21.567.451.424	5.253.282	4.598,6	4.105,5
2030	24.243.141.680	21.645.972.311	5.186.774	4.674,0	4.173,3
2031	24.175.539.966	21.587.316.856	5.090.669	4.749,0	4.240,6
2032	24.113.331.190	21.533.476.769	4.998.745	4.823,9	4.307,8
2033	24.057.222.749	21.485.084.654	4.910.948	4.898,7	4.374,9
2034	24.007.935.721	21.442.785.552	4.827.231	4.973,4	4.442,0
2035	23.966.205.271	21.407.237.311	4.747.553	5.048,1	4.509,1
2036	23.762.799.910	21.226.919.867	4.638.940	5.122,5	4.575,8
2037	23.560.977.329	21.047.999.824	4.533.789	5.196,8	4.642,5
2038	23.361.275.549	20.870.957.807	4.432.051	5.271,0	4.709,1
2039	23.164.241.571	20.696.282.596	4.333.682	5.345,2	4.775,7
2040	22.970.431.608	20.524.471.341	4.238.641	5.419,3	4.842,2
2041	22.611.037.283	20.204.492.219	4.116.210	5.493,2	4.908,5
2042	22.249.535.509	19.882.598.244	3.996.682	5.567,0	4.974,8
2043	21.886.328.753	19.559.148.448	3.880.011	5.640,8	5.041,0
2044	21.521.825.160	19.234.507.021	3.766.155	5.714,5	5.107,2
2045	21.156.438.694	18.909.043.442	3.655.073	5.788,2	5.173,4
2046	20.620.421.314	18.430.943.535	3.517.795	5.861,7	5.239,3
2047	20.078.759.945	17.947.750.884	3.382.987	5.935,2	5.305,3
2048	19.531.748.918	17.459.727.493	3.250.605	6.008,7	5.371,2
2049	18.979.685.956	16.967.138.456	3.120.606	6.082,1	5.437,1
2050	18.422.872.257	16.470.252.030	2.992.953	6.155,4	5.503,0
Receita média ponderada				4.763,38	4.253,41

4.3.4.3 EMISSÕES EVITADAS DA AGRICULTURA DE BAIXO CARBONO

4.3.4.3.1 PLANTIO DIRETO

Em termos de emissões de GEE, a adoção do sistema de plantio direto se diferencia do sistema de plantio convencional por promover o acúmulo de carbono no solo (subseção 3.1.1.1.1.2). Dessa forma, para calcular o potencial de mitigação por meio da adoção dessa medida, comparou-se o sequestro de carbono em áreas com manejo de plantio direto no cenário REF com áreas que fazem uso de plantio direto no cenário BC. Efetivamente, foi calculada a quantidade de carbono sequestrada pela área marginal de plantio direto no cenário BC. Essas emissões de GEE foram calculadas pelo modelo de contabilização das emissões e remoções de carbono e somaram 21,17 milhões de toneladas de CO₂e de 2012 a 2050, com uma média de 557 mil toneladas de CO₂e por ano.

4.3.4.3.2 FERTILIZAÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO

FBN é um processo natural que promove o aporte de nitrogênio para as plantas (subseção 3.1.1.1.2). Dessa forma, evita-se o uso de fertilizantes sintéticos que seriam necessários caso a FBN não fosse adotada. Assim, a emissão evitada por conta da expansão das áreas que fazem uso de FBN corresponde à quantidade de nitrogênio aportado via FBN na área marginal desse tipo de manejo. Dessa forma, esse valor foi calculado a partir dos parâmetros descritos na subseção 3.1.1.1.4 e corresponde a 16 milhões de toneladas de CO₂e para todo o período estudado, com uma média de 412 mil toneladas evitadas por ano.

4.3.4.4 CUSTO MARGINAL DE ABATIMENTO DA AGRICULTURA DE BAIXO CARBONO

Em relação ao cenário REF, o cenário BC alcança redução das emissões de GEE de 16 MtCO₂e com a FBN e 21 MtCO₂e com o plantio direto, totalizando 37 MtCO₂e.

Ambas as medidas da agricultura de baixo carbono apresentam custo negativo, por isso são desejáveis do ponto de vista econômico. Em particular, a FBN gera receita líquida adicional de R\$ 3,8 bilhões e 1,6 bilhão, com taxas de desconto de 8% e 15% ao ano, respectivamente. Esse resultado se dá, principalmente, pela economia com a compra de fertilizantes tradicionais. De forma similar, o aumento da produtividade agrícola ligado à introdução do plantio direto contribuiu com uma receita líquida adicional de R\$ 21 bilhões e R\$ 12 bilhões para taxas de desconto de 8% e 15%, respectivamente. Ao somar ambos os componentes das medidas, obtém-se uma receita líquida adicional ligada à agricultura de baixo carbono de R\$ 25,2 e 13,9 bilhões, com taxas de desconto de 8% e 15%, respectivamente. Em dólares americanos (com câmbio de R\$ 2,17), esses valores totalizam US\$ 11,6 e US\$ 6,4 bilhões para taxas de desconto de 8% e 15%, respectivamente. Tem-se, então, para essa medida, um custo marginal de abatimento negativo de US\$ 311,7 e 172,8 por tCO₂e, para taxas de 8% e 15% ao ano, respectivamente.

4.3.5 FLORESTAS PLANTADAS

Com o objetivo de verificar o aspecto de viabilidade, pelo ponto de vista do proprietário de terra e produtor florestal, foi efetuada a avaliação econômica para implantação da medida de abatimento de GEE proposta relativa às florestas plantadas.

Trata-se de avaliar a viabilidade do abatimento das emissões de CO₂ mediante a ação de florestamento (por plantios comerciais) de pastos marginais para aumento do consumo de insumos renováveis na cadeia de base florestal brasileira com finalidade energética em vez de materiais de fontes não renováveis.

4.3.5.1 CUSTO MARGINAL DAS FLORESTAS PLANTADAS

Aqui, avalia-se o custo incremental do aumento dos estoques de carbono pela transição de 2,8 Mha adicionais de áreas de pastagem para florestas plantadas. Como a medida de abatimento proposta pressupõe a finalidade comercial dos plantios adicionais, ou seja, a venda da madeira pelo produtor para uso energético, o cálculo do custo marginal é baseado na rentabilidade potencial anual da atividade florestal no Brasil, obtida pela avaliação de viabilidade econômica dos projetos florestais. Essa avaliação, fundamentada no fluxo de caixa distribuído ao longo de sua vida útil, consiste em comparar custos decorrentes do processo produtivo com receitas obtidas com a venda da madeira na propriedade. Como limitação da análise, deve-se mencionar que não foram considerados os custos de transporte da madeira.

No setor florestal, operações e custos ocorrem ao longo de vários anos, diferentemente do setor agrícola, em que se realizam no período máximo de um ano. Com isso, os projetos florestais normalmente apresentam retornos financeiros, no caso da finalidade energética, no sétimo ano, quando é efetuado o corte final da floresta e venda da madeira.

Assim como qualquer outra atividade produtiva, a florestal apresenta custos de produção intrínseca à atividade e características específicas. Todos os fatores componentes dos custos podem variar devido a peculiaridades locais e particularidades de cada produtor, apresentando efeito menos evidente na análise econômica. Foi utilizado o valor anual equivalente (VAE) para representar a quantia anual que pagaria exatamente o VPL dentro do horizonte de tempo do projeto florestal (sete anos). Desse modo, foi possível comparar investimentos com horizontes diferentes (SILVA; FONTES, 2005).

O cálculo do VAE considera os custos que ocorrem independentemente da finalidade da exploração: implantação, manutenção, colheita e replantio, tendo como base o fluxo de caixa típico e atual de projetos florestais no Brasil apresentado no *Anuário da Agricultura Brasileira – Agrianual 2013* (FNP, 2014). Os valores, representando o valor médio na adoção de todos os tratamentos silviculturais para correto estabelecimento e condução do povoamento, foram validados junto a empresas de silvicultura florestal. A Tabela 110 detalha tais valores.

Tabela 110 – Custos Envolvidos na Produção Madeireira de Projetos Florestais

Categorias de custos	Unidade	Ano						
		1	2	3	4	5	6	7
Custo de implantação ⁵⁴	R\$/ha	3.609,74	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Custo de manutenção ⁵⁵	R\$/ha	0,00	591,30	591,30	591,30	591,30	591,30	1.135,53
Custo replantio	R\$/ha	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	213,00
Custo de colheita	R\$/m ³	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4.258,47
Custo Total	R\$/ha	3.609,74	591,30	591,30	591,30	591,30	591,30	5.607,00

Foram consideradas rotações do eucalipto, com cortes rasos aos 7, 14 e 21 anos, para a produção de lenha (abaixo de 15 cm de diâmetro), com produtividade esperada para o primeiro corte de 300 m³/ha e decaimento de 10% a cada ciclo. Assim, assumiram-se projetos florestais para a produção de madeira com horizonte de 21 anos e taxa de desconto de 8% ao ano.

O preço de venda da madeira considerado foi de 50,5 R\$/m³, que representa a média dos preços em 2013 para a região Sudeste do Brasil, verificado a partir de anúncios em portais especializados e com base nos dados registrados pelo Centro de Inteligência em Florestas.⁵⁶

4.3.5.2 REMOÇÕES DAS FLORESTAS PLANTADAS

Para cálculo da curva de custo marginal de abatimento, é medido o benefício direto da medida em termos de mitigação das mudanças climáticas: o aumento do estoque de carbono referente à área convertida (pasto, no cenário REF, para floresta plantada, no cenário BC) para produção de madeira durante o horizonte do projeto. O benefício ocorre pela substituição do uso do solo de um estado baixo de biomassa para um estado alto de biomassa.

A dinâmica da expansão dessas áreas é modelada com base no estoque de plantios florestais necessário no horizonte do projeto para garantir a oferta de biomassa renovável para a demanda projetada pelos setores consumidores. A medida prevê a redução total de 75% do volume de madeira de origem não sustentável consumida para lenha no Brasil. Desse modo, a razão entre a quantidade de madeira de origem nativa e a quantidade total de madeira consumida para uso energético como lenha declina continuamente de 53% para 13% em 2050 (Figura 133).

⁵⁴ Operações mecanizadas (preparo do solo + adubação, outras despesas); operações manuais (preparo do solo + adubação, preparo do solo + plantio, tratos culturais); insumos e; administração.

⁵⁵ Operações mecanizadas (tratos culturais, outras despesas); operações manuais (tratos culturais); insumos e; administração.

⁵⁶ Séries históricas da cotação dos principais produtos madeireiros e não madeireiros de florestas plantadas disponíveis em: <<http://www.ciflorestas.com.br/cotacoes.php>>. Acesso em: 14 jun. 2016.

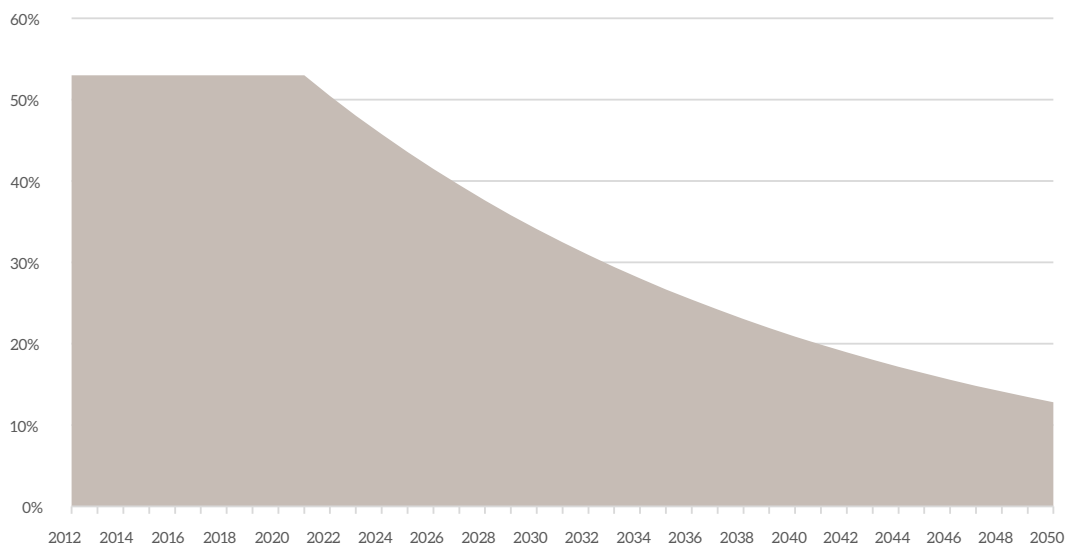


Figura 133 – Percentual de Consumo de Lenha de Origem Não Renovável

O elemento central para a construção do custo marginal de abatimento é a estimativa de área de floresta plantada expandida com a finalidade de produzir o volume de madeira necessário para substituir, sete anos subsequentes, o percentual de substituição projetado para o ano.

A partir da combinação desse volume e o rendimento esperado das espécies florestais na idade de corte por unidade de área (m^3/ha), é obtida a estimativa da área de floresta colhida (A_c), conforme equação:

Equação 24

$$A_c = \frac{Q}{R_e}$$

Onde Q é o volume substituído no ano e R_e o rendimento (volume) esperado para a área, assumindo o incremento médio anual (IMA) de $44 (m^3/ha/ano)$ e o ciclo típico de 7 anos. A área total de pastos florestada em determinado ano (A_f) é obtida tal como expresso na equação:

Equação 25

$$A_{f_t} = A_{c_{t+7}} - A_{c_t}$$

Em que $A_{c_{t+7}}$ corresponde à área plantada no ano t e que será colhida para substituição no sétimo ano subsequente ($t+7$) e A_{c_t} a área colhida para substituição no ano t . Com base na área total de pastos florestada no ano, é calculado o estoque adicional de carbono (Cad_t) referente à área que foi convertida pela equação:

Equação 26

$$\text{Cad}_t = \text{Af}_t * (\text{Efp} - \text{Ep}) * f_{\text{co}_2}$$

Em que Af_t corresponde à área total de pastos florestada, Efp o estoque médio de carbono em reflorestamentos, Ep o estoque médio de carbono em pastagem e f_{co_2} o fator de correspondência entre a quantidade de carbono e a quantidade de CO_2e . O custo marginal da medida em determinado ano é obtido pela multiplicação da área Af_t pelo custo anual (VAE).

Por fim, a determinação do custo marginal de abatimento no horizonte do projeto (2010-2050) para a medida de florestamento (por plantios comerciais) de pastos marginais, expresso monetariamente, é realizada pela razão entre o somatório do custo marginal e o somatório do estoque adicional de carbono (em CO_2e).

4.3.5.3 CUSTO MARGINAL DE ABATIMENTO DAS FLORESTAS PLANTADAS

Mesmo com os valores de venda da madeira de floresta plantada terem se reduzido substancialmente nos últimos anos, essa medida ainda apresenta receitas superiores aos custos. Sendo assim, a remoção de 540 MtCO_2e está vinculada a um custo negativo de US\$ 209 milhões até 2050, com uma taxa de desconto de 8% ao ano. Isso indica um custo marginal de abatimento negativo de US\$ 0,38/ tCO_2e .

4.3.6 SISTEMAS INTEGRADOS

Os sistemas integrados buscam estabelecer, no mesmo sistema produtivo, a lavoura e a pecuária (ILP), bem como florestas plantadas (ILPF). Para estimar custos, receitas e remoções provenientes dos sistemas integrados, utilizaram-se como ponto de partida as estimativas realizadas para cada um dos sistemas separados, conforme descrito nas seções anteriores, com algumas adaptações. Apesar de os sistemas integrados poderem ter diversas configurações, este estudo partiu do pressuposto de que esses sistemas serão compostos prevalentemente pela integração da lavoura, pecuária e florestas. Em particular, pressupôs-se que, do total de 4,6 milhões de hectares de sistemas integrados adicionais implementados no cenário BC, os sistemas de integração lavoura-pecuária (ILP) ocupariam 90% da área, enquanto os de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), os restantes 10%.

4.3.6.1 LAVOURA NOS SISTEMAS INTEGRADOS

Para as emissões e remoções de GEE, foram considerados os mesmos parâmetros para a agricultura de baixo carbono, contabilizando o sequestro de carbono no solo das áreas marginais de plantio direto. Para custos e receitas, foi calculado o custo médio ponderado do cultivo de soja e milho, levando em consideração o custo de produção e a área ocupada com cada cultura. Os custos de produção de soja e milho em sistema de plantio direto foram respectivamente R\$ 2.529,90 e 3.091,60 (Tabela 106), e a proporção média em termos de área de cada cultura foi de 85,0% com soja e 15,0% com milho, portanto, com custo ponderado por hectare de R\$ 2.614,20.

No que diz respeito ao custo médio ponderado de produção da soja ou milho, safra e milho safrinha, na ILP, foram adotados o custo ponderado de produção da soja e milho e o custo de produção da área com safrinha de milho. Assim, o custo de produção da parte agrícola do sistema de ILP é de R\$ 2.461,35 por hectare.

Por sua vez, as receitas geradas pelo componente agrícola no ILPF e ILP foram calculadas seguindo o mesmo procedimento adotado para o sistema de plantio direto e convencional. Ou seja, foram estimadas as produções das culturas, multiplicadas pelo valor do produto e divididas pela área total. O resultado foi uma receita média por hectare no ILPF, entre 2021 e 2050, de R\$ 5.316,99 e, no ILP, R\$ 7.259,67 (Tabela 111).⁵⁷

Tabela 111 – Receitas Totais da Parte Agrícola nos Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) e Integração Lavoura-Pecuária (ILP)

	ILPF			ILP		
	Receita total (R\$)	Receita (R\$ /ha)	Área (ha)	Receita total (R\$)	Receita (R\$ / ha)	Área (ha)
2021	33.436.464	4.233	7.898	527.634.351	5.938	88.857
2022	83.521.024	4.309	19.381	1.314.803.517	6.030	218.041
2023	134.455.448	4.385	30.662	2.111.537.883	6.121	344.944
2024	186.181.819	4.461	41.738	2.916.865.036	6.212	469.557
2025	230.330.636	4.536	50.778	3.599.917.687	6.302	571.253
2026	288.119.545	4.611	62.481	4.494.444.178	6.394	702.906
2027	346.830.821	4.686	74.007	5.399.897.560	6.486	832.574
2028	406.419.310	4.761	85.356	6.315.517.236	6.577	960.255
2029	466.839.016	4.836	96.529	7.240.535.764	6.667	1.085.949
2030	528.043.060	4.911	107.524	8.174.178.237	6.757	1.209.650
2031	597.280.270	4.986	119.801	9.231.671.136	6.850	1.347.763
2032	667.594.709	5.060	131.932	10.302.531.408	6.941	1.484.232
2033	738.951.523	5.135	143.917	11.386.164.118	7.033	1.619.063
2034	811.315.277	5.209	155.756	12.481.969.361	7.123	1.752.259
2035	884.649.930	5.283	167.451	13.589.341.898	7.214	1.883.819
2036	966.379.053	5.357	180.387	14.825.455.890	7.306	2.029.349
2037	1.049.349.904	5.431	193.201	16.077.391.632	7.397	2.173.515
2038	1.133.535.953	5.505	205.896	17.344.685.438	7.488	2.316.327
2039	1.218.910.291	5.579	218.470	18.626.870.483	7.579	2.457.790
2040	1.305.445.616	5.653	230.925	19.923.476.575	7.669	2.597.910
2041	1.400.547.103	5.727	244.554	21.350.547.560	7.760	2.751.230
2042	1.497.051.763	5.801	258.081	22.795.755.643	7.851	2.903.411
2043	1.594.939.642	5.874	271.508	24.258.739.526	7.942	3.054.464
2044	1.694.190.554	5.948	284.835	25.739.136.186	8.032	3.204.398
2045	1.794.784.070	6.021	298.064	27.236.580.736	8.123	3.353.222
2046	1.904.167.110	6.095	312.415	28.866.735.179	8.213	3.514.670
2047	2.015.109.573	6.168	326.681	30.517.172.413	8.304	3.675.157
2048	2.127.596.714	6.242	340.862	32.187.610.948	8.394	3.834.697
2049	2.241.613.653	6.315	354.960	33.877.768.608	8.484	3.993.299
2050	2.357.145.369	6.388	368.976	35.587.362.446	8.573	4.150.976
Receita média (R\$/ha)		5.317			7.259	

57 Entre 2012 e 2020, o ritmo de expansão dos ILP e ILPF ligados à implementação do Plano ABC é idêntico na REF e no BC, obtendo, assim, os mesmos custos, receitas e emissões. O cenário BC difere do REF a partir de 2021 com a criação de 200 mil hectares de sistemas integrados adicionais ao ano.

Durante todo o período, o valor presente líquido da receita líquida marginal do componente lavoura dos sistemas integrados foi de R\$ 22 bilhões e R\$ 5 bilhões para taxas de desconto de 8% e 15%, respectivamente (equivalentes a US\$ 10 bilhões e 2,7 bilhões). Já o abatimento desse componente somou 51 milhões de tCO₂e.

4.3.6.2 PECUÁRIA NOS SISTEMAS INTEGRADOS

Considerou-se que, no ILPF, 20% de todas as áreas ocupadas pela lavoura receberão, em alternativa a uma safrinha de grãos, uma safrinha de pasto para a pecuária. No caso da ILP, 30% da área de lavoura terão uma segunda ou terceira safrinha de pasto na mesma área. Para calcular os custos do componente de pecuária dos sistemas integrados, foram considerados os investimentos necessários para a reforma de pastagem em áreas que anteriormente foram submetidas ao plantio direto a um custo de R\$ 521 por hectare (Tabela 102). Além disso, considerou-se o custo anual de R\$ 557 por hectare para adubar essas áreas (Tabela 101). Finalmente, foi considerado o custo de compra de bezerros de 8 a 12 meses, de raças de corte, com peso médio de 180 kg, cujo valor médio é R\$ 904 por cabeça na compra a prazo.

É preciso notar que, em comparação aos sistemas de pecuária intensificada, foram excluídos dos sistemas integrados os custos com a construção e operação do confinamento e com a dieta dos animais. Por isso, foi considerado que a etapa do sistema produtivo realizado no contexto dos sistemas integrados refere-se ao crescimento do bezerro, o qual é vendido após um ano como boi magro (raças de corte com 320 kg), ao preço médio de R\$ 1.278. Nesse contexto, o valor presente líquido do componente pecuária dos sistemas integrados obteve receita marginal líquida de R\$ 2,8 bilhões e R\$ 731 milhões para taxas de desconto de 8% e 15% ao ano, respectivamente. Isso equivale a US\$ 1,3 bilhão e US\$ 336 milhões para as mesmas taxas.

Para cálculo das emissões evitadas, foi contabilizado o sequestro de carbono no solo das áreas marginais de pastagens recuperadas, o nitrogênio utilizado na reforma dessas áreas e as emissões de metano por fermentação entérica do gado nesses sistemas. Apesar das remoções obtidas com o sequestro do carbono, as emissões de nitrogênio e principalmente o metano contribuíram para um balanço negativo desses componentes. Sendo assim, onde as emissões totais foram de 50 milhões de tCO₂e.

4.3.6.3 FLORESTAS NOS SISTEMAS INTEGRADOS

Como mencionado, foi considerado que, em 10% dos sistemas integrados, pecuária e lavoura serão complementadas pelas florestas plantadas. Para isso, considerou-se que, nos sistemas de ILPF, serão plantadas nas áreas de pecuária e lavoura fileiras de eucalipto que vão ocupar 20% da área total. Nessas áreas, considerou-se que o eucalipto será plantado em fileiras espaçadas com uma densidade de 435 árvores por hectare, que corresponde a 26% da densidade das florestas plantadas tradicionais. Com isso, considerou-se que essas áreas terão produtividade média de 28 m³/ha por ciclo de 7 anos, em vez dos 375 m³/ha das florestas plantadas tradicionais no mesmo período. Essa menor produtividade das florestas plantadas ligadas a um custo proporcionalmente maior faz com que esse componente tenha uma receita negativa de R\$ 3,9 milhões de reais (US\$ 1,8 milhão) a uma taxa de desconto de 8% ao ano.

Para cálculo das emissões evitadas, considerou-se o carbono sequestrado pela substituição das áreas de pastagem por áreas adicionais de silvicultura, de acordo com os parâmetros de densidade de carbono definidos para essas áreas. Em particular, as florestas plantadas somaram uma remoção de 3,1 milhões de tCO₂e no período do estudo.

4.3.6.4 CUSTO MARGINAL DE ABATIMENTO DOS SISTEMAS INTEGRADOS

As diferentes atividades que ocorrem nos sistemas integrados apresentam resultados econômicos e de abatimento de GEE muito diferentes. Em termos de abatimento, as medidas ligadas à lavoura tiveram a maior remoção, somando 51 MtCO₂e, seguida das florestas plantadas com, 3 MtCO₂e. Porém, esse abatimento foi em boa parte compensado pelo aumento das emissões provindas da pecuária (principalmente fermentação entérica), que somaram 49 MtCO₂e. Desse modo, o balanço líquido dos sistemas integrados foi um abatimento de aproximadamente 4,6 MtCO₂e.

Do ponto de vista econômico, a lavoura e a pecuária têm custo de abatimento negativo, trazendo aumento de receita substancial em relação ao cenário REF. Com taxa de desconto de 8%, a lavoura e a pecuária trazem aumento marginal da receita líquida de R\$ 22 bilhões e 2,9 bilhões, respectivamente. Com taxas de 15%, essa receita líquida chega a R\$ 731 milhões para a pecuária e R\$ 5,8 bilhões para a lavoura. O componente das florestas plantadas, por ter produtividade reduzida e custo por hectare similar ao sistema tradicional, apresenta custo líquido de R\$ 3,9 milhões para taxas de desconto de 8%. Desse modo, a receita líquida marginal dos sistemas integrados é de R\$ 19,8 bilhões (US\$ 9,1 bi) e R\$ 5 bilhões (US\$ 2,3 bi) para taxas de desconto de 8% e 15%, respectivamente.

De modo compreensivo, a introdução dos sistemas integrados tem custo de abatimento negativo de US\$ 1.978 e US\$ 500 por tCO₂e para taxas de desconto de 8% e 15% ao ano, respectivamente.

4.3.7 CUSTOS DE ABATIMENTO DAS OPÇÕES DE BAIXO CARBONO PARA O CONSUMO ENERGÉTICO NO SETOR AGROPECUÁRIO

No cenário BC, foram propostas diferentes ações que contribuem para a redução das emissões proveniente do uso da energia na agropecuária. Além das alterações causadas pelas diferentes projeções de produção e área, algumas medidas específicas de substituição tecnológica oferecem potenciais de mitigação a custos de investimentos, operação e manutenção dados pela diferença entre os custos das tecnologias de baixo carbono e das tecnologias padrão que seriam implementadas no cenário REF.

Na sequência, será detalhada a metodologia utilizada para o cálculo dos custos marginais de abatimentos ligados a: a) otimização da iluminação (BC1) e substituição de lâmpadas incandescentes por lâmpadas fluorescentes compactas e LED em aviários (BC2); b) substituição do diesel pelo biodiesel em máquinas agrícolas (BC3); c) aumento da eficiência da irrigação por pivô central (BC4).

Aqui não foram calculadas as emissões da secagem de grãos, pois presumiu-se que 100% da lenha para geração de calor vêm de fonte renovável e, por isso, neutra. Essas emissões são contabilizadas no relatório do subprojeto de mudanças do uso do solo (SOARES-FILHO et al., 2015). Sendo essa medida um ajuste operacional, presume-se que tenha custo de investimento zero e aumento no custo variável relativo à mão de obra adicional. Visto que não foi calculado o abatimento de emissões em relação a essa medida (já contabilizada indiretamente pela diminuição do desmatamento), também não foi necessário o cálculo dos custos marginais de abatimento.

4.3.7.1 OTIMIZAÇÃO DA ILUMINAÇÃO DA AVICULTURA

O alto custo das lâmpadas LED é visto como uma barreira para a adoção dessa tecnologia em substituição das lâmpadas convencionais. Contudo, esses custos vêm caindo nos últimos anos, e a tendência é de que, a partir de 2030, as lâmpadas LED serão bastante competitivas, atingindo o mesmo patamar de custos que as incandescentes e LFC (EIA, 2014). No curto prazo, o custo adicional das lâmpadas LED é, em grande parte, compensado pelo seu tempo de vida mais longo, que permite a substituição de lâmpadas com frequência 41 vezes menor que com sistemas incandescentes (BONA, 2010). Em geral, lâmpadas incandescentes têm vida útil de 1.000 horas, e as LED, vida útil superior a 30.000 horas (EIA, 2014). Além disso, a expectativa é de que o custo de lâmpadas LED será reduzido por um fator 10 até 2050 (LUCENA et al., 2015; EIA, 2014), o que implica uma taxa de redução anual do custo das lâmpadas LED da ordem de 6,4%.

Os custos e os parâmetros técnicos das lâmpadas associadas às opções analisadas estão na Tabela 112.

Tabela 112 – Parâmetros Técnico-Econômicos de Lâmpadas

	US\$/unidade		Vida útil		Horas de uso por ano ⁵⁸
	2010	2050	Horas	Anos	
Incandescente 100W	12,90	11,52	1.000	0,17	5.840
CFL 40W	12,90	11,52	10.000	1,71	5.840
LED 20W	18,43	1,84	30.000	5,14	5.840

Com base nos custos descritos acima e no cronograma de implementação de cada medida, conforme descrito na seção 4.1.5, é possível calcular o valor do investimento necessário para cada medida, bem como os aumentos ou reduções de fluxos financeiros a cada ano. Os investimentos necessários se dão pela necessidade de reposição de lâmpadas queimadas, de acordo com a vida útil de cada tecnologia, e pelo custo de mão de obra especializada para a implementação do método dos lúmens e da manutenção do sistema de iluminação, para que este continue funcionando com o melhor desempenho possível.

⁵⁸ 16 horas/dia.

O custo da mão de obra para manutenção do sistema foi estimado em R\$ 5.000 a cada 5 anos. Trazendo-se os custos anuais no horizonte de tempo para um valor presente líquido (VPL) e utilizando a taxa de desconto de 15% ao ano, chega-se aos valores na Tabela 113.

Tabela 113 – Potencial e Custo de Mitigação de GEE por Cada Medida de BC para o Período 2015-2050

Medida	Total Mitigado	VPL	Custo
	ttCO ₂	USD	USD/tCO ₂ e
Otimização da iluminação	2.148.097	-205.355.485	-95,60
Otimização e substituição por lâmpadas LED	1.573.654	-47.408.038	-30,13

4.3.7.2 BIODIESEL EM MÁQUINAS AGRÍCOLAS

A substituição do diesel por biodiesel em máquinas agrícolas num cenário BC é uma opção viável de mitigação de emissões de GEE. Porém, o custo de transporte do biodiesel pode inviabilizar essa opção em locais distantes das áreas produtoras de biodiesel.

O custo de investimento de plantas de menor escala foi estimado usando métodos e dados reportados por Santana et al. (2010) para uma planta de biodiesel capaz de processar 24 toneladas por dia de óleo vegetal, equivalente a 22 m³ por dia,⁵⁹ ou 8.000 m³ por ano. Seriam, portanto, necessárias por volta de 60 dessas miniplantas para suprir a demanda adicional do setor agropecuário entre 2030-2050, a um ritmo de três a quatro delas por ano.

Considerando-se uma vida útil dos equipamentos de dez anos e uma taxa de desconto de 15%, o custo anualizado seria de US\$ 2 milhões por ano por planta, incluindo custos operacionais, mas excluindo custo de matéria-prima e eletricidade (SANTANA et al., 2010). As novas plantas necessárias durante o período de análise estão listadas na Tabela 114.

⁵⁹ Densidade do óleo de soja = 0,922 kg/L.

Tabela 114 – Nova Capacidade de Produção de Biodiesel para Substituir 50% da Demanda de Diesel

	Nova capacidade (m ³ /dia)	Número de plantas	Novas plantas/ano desde último período
2010	0	0	0
2015	0	0	0
2020	0	0	0
2025	0	0	0
2030	211,546	26	5
2035	443,668	55	6
2040	566,907	71	3
2045	673,136	84	3
2050	762,132	95	2

O custo de investimento em novas plantas não será contabilizado no setor agropecuário, pois trata-se de um investimento no setor energético, e o volume total do investimento dependerá também do consumo de biodiesel em outros setores. Portanto, o custo da substituição do diesel mineral pelo B100 levará em conta apenas a diferença no custo do combustível, visto que este é o custo vislumbrado pelo produtor agrícola. Ademais, caso o rendimento das máquinas agrícolas com operação a biodiesel seja diferente do observado com operação a diesel mineral, deverá haver ajuste no consumo específico de diesel, dado pela diferença na eficiência dos motores quando funcionando a diesel mineral ou B100. Os resultados disponíveis na literatura são inconclusivos nesse tema. Por um lado, Conde (2007) relata aumento no consumo específico de combustível, mas com concomitante aumento na potência e melhor consumo horário e eficiência termomecânica dos biocombustíveis em relação ao diesel mineral, com os resultados dependendo muito da composição do biodiesel (soja, dendê, sebo etc.), e de parâmetros técnicos da operação do motor (razão ar-combustível, por exemplo). Por outro lado, Lima et al. (2012a) relatam aumento no consumo específico de 23% quando da operação com biodiesel de dendê. Portanto, dadas as incertezas no rendimento do B100 em face do diesel mineral, presume-se que o custo da substituição de diesel mineral por biodiesel B100 de soja esteja limitado à diferença no custo dos combustíveis.

O preço do diesel foi calculado com base nas projeções do preço do petróleo de US\$ 75 por barril multiplicado por 1,3 para incluir os custos do refino, o que leva a um preço de paridade internacional do diesel de R\$ 1.33/L.⁶⁰ Porém, o preço que interessa nesta análise é o preço ao consumidor. De acordo com a Petrobras, o preço ao consumidor é composto pelo preço de realização do diesel nas refinarias (55%), mais o custo do biodiesel adicionado (5%), a margem de distribuição e revenda (D&R, 16%) e de impostos (15% ICMS e 9% CIDE, PIS/Pasep e Cofins).⁶¹ Portanto, o preço internacional de paridade representa apenas 60% do custo vislumbrado pelo agricultor, ou seja, R\$ 2.42/L.⁶²

60 O preço do dólar usado no presente estudo foi de 2.17 BRL/USD (taxa de 2013, que é a moeda constante adotada no estudo).

61 Disponível em: <<http://www.petrobras.com.br/pt/produtos-e-servicos/composicao-de-precos/diesel/>>. Acesso em: 17 jun. 2016.

62 Preço ao consumidor = 1,33/0,55 = R\$2,42/L.

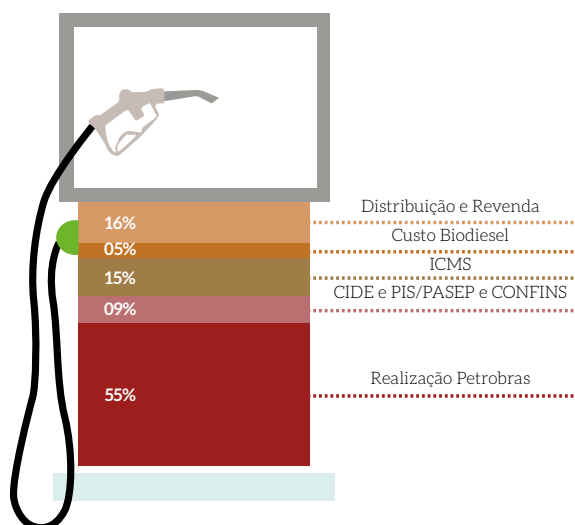


Figura 134 – Composição do Preço do Diesel para o Consumidor

Fonte: ANP

Os custos nivelados de produção do biodiesel foram estimados no relatório sobre biocombustíveis do presente projeto para diversas rotas de produção (PORTUGAL-PEREIRA et al., 2015) e estão resumidos na Tabela 115, sendo que por volta de 80% desse custo sejam com matéria-prima.

Tabela 115 – Custos de Produção de Biodiesel por Diversas Rotas Tecnológicas

Rota de Produção	Custo Nivelado (R\$/L)
Convencional (transesterificação)	1,90
Rota etílica	2,28
Purificação com membranas	1,87
Green Diesel de biomassa	1,84

Fonte: PORTUGAL-PEREIRA et al., 2015

A mesma decomposição dos preços ao consumidor aplicados ao diesel (excetuando-se o custo da adição de biodiesel) pode ser aplicada ao biodiesel com as seguintes modificações, conforme dispõe a Lei nº 11.116, de 18 de maio de 2005, regulamentada pelo Decreto nº 5.297, de 6 de dezembro de 2004, alterado pelo Decreto nº 5.457, de 6 de junho de 2005, que estabeleceu um percentual geral de redução de 67,63% em relação à alíquota definida na lei.⁶³ Assim, a composição do preço do biodiesel para o agricultor fica da seguinte maneira:

- 1) PIS/Pasep e Cofins incidentes sobre a receita bruta auferida pelo produtor ou importador, na venda de biodiesel, ficam reduzidos para R\$ 217,96 por metro cúbico (= R\$ 0,22/L), equivalente à carga tributária federal para o seu concorrente direto, o diesel de petróleo;

63 Disponível em: <http://www.mme.gov.br/programas/biodiesel/menu/programa/regime_tributario.html>. Acesso em: 17 jun. 2016.

2) Nos estados, ficou estabelecido um teto de 12% para a alíquota do ICMS.

Presume-se que a margem de distribuição e revenda (D&R) caia pela metade dos 16% que compõem o preço do diesel pelo fato de o consumo ser feito junto à produção, ou seja, 8%. Chega-se, assim, a um preço ao consumidor de R\$ 2,50/L. O valor presente líquido dessa medida fica em torno de US\$ 380 milhões. O potencial de abatimento total dessa medida é de cerca de 321 MtCO₂e durante todo o período de análise, o que leva a um custo marginal de abatimento em torno de US\$1,18/tCO₂e.

4.3.7.3 AUMENTO DA EFICIÊNCIA NA IRRIGAÇÃO

Os custos de investimento de sistemas de irrigação variam conforme tipo de sistema, relevo, distância de infraestrutura relevante etc. Contudo, é possível otimizar um sistema de irrigação visando ao menor custo total, incluindo custo de investimento, custo de eletricidade e receitas com a produção. Para o pivô central, o custo por metro do sistema diminui enquanto aumenta o tamanho do sistema, por economias de escala. Alguns estudos mostram que, a partir de 200 metros de comprimento, o custo por metro adicional se estabiliza entre R\$ 300/m e R\$ 380/m (MONTERO et al., 2013). O custo total do sistema varia também com o diâmetro da tubulação, parâmetro que faz parte da otimização do sistema. Tubos de menor diâmetro são mais baratos, mas exigem maior potência dos conjuntos motobomba, o que aumenta o custo de investimento e/ou da eletricidade consumida (MONTERO et al., 2013; MEDEIROS, 2010).

A otimização de um sistema de irrigação já existente para 53 hectares levou à redução de 25% no consumo de eletricidade, a um custo total de R\$ 260.000 (US\$ 120.000), e a implementação do inversor de frequência leva à redução de 10% a um custo médio de R\$ 12.000, ou US\$ 5.500 (MEDEIROS, 2010).

Presumindo-se que essas medidas sejam apenas parcialmente aditivas, chega-se a um valor da redução da demanda de eletricidade entre 30% e 35%. Os valores indicam reduções no consumo específico dos sistemas de irrigação por pivô central de 38% para o caso específico avaliado por Lima et al. (2009), mostrando que esse potencial é realista. Portanto, propõe-se como medida de baixo carbono o aumento da eficiência na irrigação por pivô central, que leva à redução de 30% no consumo específico de eletricidade nos cultivos de soja, milho, trigo, cana-de-açúcar, algodão e forrageiras para bovinos, a um custo de US\$ 2.260/ha.⁶⁴

Considerando-se uma penetração gradual da medida começando com 20% em 2020 e atingindo 75% dos sistemas em 2050, o potencial total de mitigação ultrapassa 415 ktCO₂e. Esse baixo potencial é devido ao baixo fator de emissão do *grid* brasileiro durante a maior parte do período de análise. O valor presente líquido (VPL) da medida é de cerca de US\$ 64 milhões, o que leva a um custo de abatimento médio da ordem de US\$ 154/tCO₂e. É evidente que, considerando apenas as reduções de emissões, essa medida não é competitiva. Porém, um quadro bastante promissor emerge quando se consideram as reduções no consumo de eletricidade e água.

64 US\$120.000 para 53 hectare.

A falta de dados para os outros sistemas de irrigação impossibilita uma análise econômica confiável. Medidas para a melhoria da eficiência de outros sistemas não são, portanto, consideradas, mas vale ressaltar que o potencial de mitigação é alto. Grandes reduções no consumo específico de eletricidade podem ser realizados a custos reduzidos visto que há grande potencial de redução apenas com melhor manejo.

4.3.8 CURVAS DE CUSTOS MARGINAIS DE ABATIMENTO

4.3.8.1 CMA DAS OPÇÕES DE ABATIMENTO RELACIONADAS AO USO DA TERRA E DEMANDA DE ENERGIA DO SETOR AGROPECUÁRIO

Nesta subseção, são resumidos os potenciais e custos de abatimento relacionados às atividades de baixo carbono anteriormente mencionadas.

Tabela 116 – Potencial de Abatimento e Custos das Medidas de BC Relacionadas ao Setor de Aflu

	Potencial (tCO ₂)	Custo (US\$/tCO ₂ e)
Sistemas integrados	4.511.026	-1.978
Agricultura de baixo carbono	37.271.700	-311,7
Florestas plantadas	540.733.966	-0,38
Redução do desmatamento	1.610.088.107	1,24
Intensificação da pecuária	2.377.488.103	1,99
Restauração florestal	414.194.283	9,22

Tabela 117 – Potencial de Abatimento e Custos por Medida Relacionadas com a Demanda de Energia do Setor Agropecuário

Medidas	Potencial (tCO ₂ e)	Custo (US\$/tCO ₂ e)
Otimização da iluminação na avicultura	2.148.097	-95.60
Otimização e substituição com lâmpadas LED	1.573.654	-30.13
B100 nos cultivos da soja & cana-de-açúcar	321.771.851	1.18
Eficientização da irrigação por pivô central	415.721	154.23



Subsídios para a
elaboração de
instrumentos de
política pública visando
à adoção das atividades
de baixo carbono pelo
setor de Afolu

Capítulo

5

5 SUBSÍDIOS PARA A ELABORAÇÃO DE INSTRUMENTOS DE POLÍTICA PÚBLICA VISANDO À ADOÇÃO DAS ATIVIDADES DE BAIXO CARBONO PELO SETOR DE AFOLU

Nos capítulos 3 e 4, avaliaram-se os potenciais técnico e econômico de mitigação de emissões de GEE para o setor de agricultura, florestas e mudança do uso do solo (Afolu).⁶⁵ Para isso, foi feito o levantamento do custo de abatimento das ações de redução de emissões em um cenário BC, que propõe medidas que perpassam as políticas governamentais já vigentes. O objetivo deste capítulo é apresentar subsídios à elaboração de políticas públicas que busquem minimizar as barreiras e potencializar os cobenefícios da adoção das medidas do cenário BC.

Historicamente, o setor de Afolu foi o que mais contribuiu para as emissões de GEE no Brasil. Com a diminuição substancial do desmatamento na Amazônia e com o aumento da demanda por energia de fontes não renováveis, esse quadro está se transformando e, até 2050, Afolu deverá ter participação proporcionalmente menor nas emissões totais. Apesar da diminuição da importância relativa desse setor perante os demais, Afolu ainda apresenta grande potencial de mitigação e por isso deverá continuar sendo foco da atenção de políticas públicas. Esse quadro é particularmente importante ao se considerar que o país tem investido na agricultura e na pecuária para a exportação como um dos setores mais importantes para o crescimento econômico e equilíbrio da balança comercial. Em um contexto global no qual a performance ambiental dos diferentes países pode se transformar em critério importante no comércio internacional, torna-se essencial adotar políticas de mitigação de GEE robustas para, com isso, garantir acesso a mercados-chave nas próximas décadas.

Com base nessa análise, a Tabela 118 apresenta de forma resumida o potencial de abatimento e o custo das medidas de mitigação ligadas ao uso do solo e energia na agropecuária. Cumpre enfatizar que os potenciais e custos de mitigação das medidas relacionadas com a redução no consumo de energia, relativa ao setor agropecuário, não foram sumarizados por não serem contabilizados no setor de Afolu. Entretanto, a discussão qualitativa acerca das barreiras e instrumentos de política pública fará parte desse capítulo.

⁶⁵ O potencial técnico indica as emissões de GEE que podem ser reduzidas ao implementar tecnologias e ações cuja eficiência já tenha sido demonstrada. O potencial de mercado vai além da viabilidade técnica e indica o custo de abatimento das medidas.

Tabela 118 – Potencial e Custos de Abatimento das Medidas do Setor de Afolu

Medidas	Abatimento (tCO ₂ e)	% Abatimento total	Custo (US\$/tCO ₂ e)	Custo total (US\$ milhões)
Sistemas integrados	4.511.026	0,09	-1.978	-8.923
Agricultura de baixo carbono	37.271.700	0,75	-311,7	-11.618
Florestas plantadas	540.733.966	10,85	-0,38	-205
Redução do desmatamento	1.610.088.107	32,30	1,24	1.997
Intensificação da pecuária	2.377.488.103	47,70	1,99	4.731
Restauração florestal	414.194.283	8,31	9,22	3.819
Total	4.984.287.185	100,0	-	-10.199

Existem experiências internacionais de implementação de ações de redução de emissões ligadas ao uso do solo e à energia utilizada na agropecuária que podem ajudar o Brasil a construir suas próprias políticas. Incluem, por exemplo, intensificação da pecuária nos Estados Unidos (BARBOSA et al., 2015) e restauração florestal na Espanha (VADELL et al., 2016). Em outras áreas, não existem paralelos internacionais, sendo o Brasil muitas vezes o pioneiro na implementação dessas medidas. Por exemplo, o país foi o primeiro entre os grandes países tropicais a implementar com sucesso medidas para reduzir as emissões por desmatamento, enquanto outras nações com grandes extensões de florestas tropicais, como Indonésia e Zâmbia, aumentaram o ritmo do desmatamento na última década (HANSEN et al, 2013).

Para a identificação de ações eficazes, é necessário localizar a presença de eventuais barreiras e, com isso, propor políticas que possam superá-las. Além disso, é preciso compreender quais são as externalidades positivas ou os cobenefícios provindos da implementação das medidas de mitigação.

Separam-se as barreiras em conjunto com as propostas de instrumentos e seus cobenefícios em quatro grandes categorias: econômica, sociocultural, político-institucional e científico-tecnológica (Quadro 9). As barreiras econômicas consistem em impedimentos de ordem financeira e mercadológica que inibem a adoção das medidas por parte dos agentes econômicos. As barreiras socioculturais, por sua vez, se referem às visões de mundo e práticas tradicionais dos agentes econômicos que dificultam a adoção de práticas inovadoras de menor impacto ambiental. Enquanto essas duas barreiras partem do ponto de vista do agente econômico, as barreiras político-institucionais focam ineficiências governamentais nos âmbitos federal, estadual e municipal. Finalmente, as barreiras técnico-científicas incluem lacunas de conhecimento necessárias à implementação das medidas mitigadoras.

Quadro 9 – Categorias de Instrumentos de Política Pública

Instrumento de Comando e Controle	Instrumento Econômico	Instrumento de Informação
<ul style="list-style-type: none">• Controle ou proibição de produto;• Controle de processo;• Proibição ou restrição de atividades;• Padrão de emissão específicas.	<ul style="list-style-type: none">• Taxas e tarifas;• Subsídios;• Certificados de emissão transacionáveis;• Sistemas de devolução de depósitos;• Impostos.	<ul style="list-style-type: none">• Educação ambiental;• Capacitação de produtores;• Criação de redes;• Sistema de gestão ambiental;• Selos ambientais;• <i>Marketing</i> ambiental.

Para cada uma dessas barreiras, são discutidos subsídios para políticas que utilizam diferentes tipos de instrumento. Os instrumentos de comando e controle consistem no uso de normativas governamentais que proíbem ou limitam certo tipo de atividade (i.e., comando), seguido de atividades de fiscalização que buscam garantir sua conformidade (i.e., controle). Enquanto os instrumentos de comando e controle enfatizam as punições, os instrumentos econômicos buscam premiar os comportamentos desejados. Para isso, são implementados subsídios, taxas e tarifas diferenciadas, mercados de certificados de emissão, entre outros mecanismos. Finalmente, os instrumentos de informação buscam mudança do comportamento dos agentes econômicos a partir de ações de comunicação e educação voltadas para a população, adoção de padrões ambientais voluntários por empresas e criação de sistemas de informação para melhoria da tomada de decisão dos setores privado e governamental.

Muitos dos subsídios para a formulação dos instrumentos de políticas públicas propostos já estão previstos em planos governamentais, como o de Agricultura de Baixo Carbono, Plano Nacional de Mudanças Climáticas e os Planos de Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal e Cerrado. Nesse contexto, as sugestões contidas neste capítulo têm por objetivo enfatizar os instrumentos que poderiam assumir caráter prioritário e serem estendidos de modo a superar as barreiras para a implementação das medidas de baixo carbono. Além disso, após analisar os diferentes tipos de barreiras ligadas às medidas apresentadas nos capítulos anteriores, o presente capítulo oferece uma conclusão final que enfatiza os principais desafios e as sinergias entre os instrumentos de política pública propostos.

5.1 BARREIRAS, COBENEFÍCIOS E INSTRUMENTOS ECONÔMICOS

As barreiras econômicas têm influência relevante na implementação das medidas de mitigação pelo uso e manejo do uso do solo. Com valor de US\$ 1,24 por tonelada de CO₂e evitado, a redução do desmatamento demanda menos investimentos que a intensificação da pecuária e a restauração florestal. Mesmo assim, será necessária a implementação de instrumentos econômicos e de comando e controle. Isso implica investimento adicional ao cenário REF de US\$ 1,38 bilhão para que seja implementado e operacionalizado de modo integral o CAR; US\$ 267 milhões para que sejam intensificadas as ações de comando e controle do Ibama e órgãos estaduais de meio ambiente; e US\$ 354 milhões para a implementação de um sistema de pagamento por serviços ambientais (PSA) para evitar parte do desmatamento legal. A implementação de um sistema de PSA como instrumento econômico é particularmente importante, tendo em vista a ausência de alternativas florestais economicamente viáveis (veja também a barreira político-institucional ligada ao PSA a seguir).

Na Amazônia, onde a reserva legal cobre 80% das propriedades, CAR e comando e controle podem evitar desmatamento ilegal no CAR, gerando os 10% adicionais de redução do desmatamento pretendido no cenário BC. Porém, nos demais biomas, onde a reserva legal é de 20% a 35% das propriedades, sem investimento na compensação do desmatamento legal, não será possível reduzir o desmatamento na Caatinga, nos Pampas e no Pantanal em 40%. Mesmo no caso do desmatamento ilegal, para alcançar essas reduções de modo socialmente justo, é importante dar continuidade e expandir investimentos no fomento de atividades como o manejo florestal sustentável e a extração de produtos não madeiros como borracha, castanha e açaí. Isso pode ser realizado por instrumentos econômicos como fornecimento de créditos subsidiados e fomento à expansão da rede de cooperativas e apoio comercial e logístico na venda desses produtos. Para isso, é importante ampliar a ação e a integração dos ministérios e secretarias de meio ambiente, comércio e indústria e desenvolvimento agrícola.

Existem evidências de que instrumentos de informação, como acordos para a construção de cadeias sustentáveis na agricultura, podem ter resultados substanciais, como no caso da moratória da soja na Amazônia (GIBBS et al., 2015b). Por outro lado, ações ligadas à redução do desmatamento na cadeia da pecuária tendem a ter resultados menos evidentes, como no caso da moratória da carne no Pará, medida promovida pelo Ministério Público do Pará por meio da qual JBS, Mafrig e outros grandes frigoríficos se comprometem a não comprar gado proveniente de áreas recém-desmatadas. Um dos principais motivos da pouca efetividade da moratória é a facilidade de evitar os sistemas de monitoramento dos acordos setoriais usando estratégias como a “legalização” de cabeças de gado de áreas desmatadas em propriedades regulares que, muitas vezes, pertencem ao mesmo pecuarista (GIBBS et al., 2015a). Para romper essa barreira, seria importante estabelecer novos instrumentos de informação que integrassem os controles fiscais, fitossanitários e ambientais ligados à cadeia produtiva da pecuária de modo transparente e eficaz. Um sistema como esse poderia incluir a criação de um sistema nacional único juntamente com o uso de identificadores por radiofrequência (RFID) para o rastreamento dos animais.

A restauração florestal é uma medida que traz inúmeros benefícios além da mitigação das emissões dos GEE. Porém, com custo elevado, o que configura barreira econômica substancial. Foi estimado custo médio por hectare de US\$ 3 mil, e custo de abatimento de US\$ 9,22 por tonelada de CO₂e evitado. Constatou-se que, para atingir o potencial de mitigação de 414 MtCO₂e, entre 2012 e 2050, seria necessário investir US\$ 3,8 bilhões para restaurar 4,1 milhões de hectares adicionais ao cenário referencial. Tendo em vista que atualmente existem poucos incentivos à regularização ambiental por meio da restauração ambiental, deveriam ser introduzidos instrumentos econômicos para subsidiar a restauração mediante doação de mudas e materiais para construção de cercas e oferta de acesso a crédito subsidiado. Seria importante também vincular vantagens comerciais à regularização ambiental por meio da restauração florestal (e.g., restrição/acesso a mercados) e tributários (e.g., isenção/redução do ITR). Os instrumentos de comando e controle também deveriam ser aprimorados de modo a garantir fiscalização mais ostensiva do Código Florestal. Além das barreiras econômicas advindas da falta de incentivos para a regularização ambiental, a atual oferta no mercado de sementes e mudas seria incapaz de satisfazer toda a demanda por restauração. Por conseguinte, seria importante realizar investimentos em viveiros públicos e estabelecer parcerias público-privadas para produção de sementes e mudas.

A intensificação da pecuária tem custo marginal de abatimento de US\$ 1,99 por tonelada de CO₂e. Esse valor relativamente baixo por tonelada de CO₂e é acompanhado de um potencial de abatimento de 2,37 GtCO₂e, o maior entre as medidas estudadas. Embora seja uma medida atrativa em termos de custos de abatimento e potencial de mitigação de emissões de GEE, é importante destacar que demandaria investimento total de US\$ 4,7 bilhões.

Além das barreiras econômicas ligadas aos investimentos necessários para a intensificação da pecuária, existem barreiras menos prevalentes, mas igualmente significativas. A rentabilidade da pecuária intensiva depende da escala de produção, em que empreendimentos maiores que 3.500 hectares são aqueles que apresentam melhor performance econômica. Isso significa que a medida pode ser pouco atrativa para pequenos e médios produtores. A pecuária extensiva tem a qualidade de se adaptar mais facilmente a diferentes relevos e condições climáticas e logísticas. Por outro lado, a pecuária intensificada tem desempenho maior em áreas menos acidentadas e é mais sensível a condições logísticas (proximidade com o agronegócio), pois depende mais do fornecimento de insumos para a manutenção dos pastos e para a dieta dos animais. Como resultado, a limitação das áreas geográficas propícias à intensificação pode ser interpretada como barreira econômica importante. Para superar essas barreiras, é necessário identificar e incentivar o desenvolvimento de polos regionais de pecuária intensificada. Nesses polos, deve ser incentivada a expansão das cooperativas agropecuárias para permitir o compartilhamento de maquinários e infraestruturas por grupos de pequenos e médios produtores, diluindo, dessa forma, investimentos, riscos e restrição de economia de escala no setor (BARBOSA et al., 2015).

Uma potencial falha de mercado causada pela concentração da cadeia produtiva também pode se transformar em barreira para a intensificação da pecuária. O mercado de carne se caracteriza pela presença de poucos agentes econômicos que controlam uma proporção substancial da compra e venda de carne. Em particular, as empresas que atuam nos setores a montante (ex. fornecedoras de sêmen e outros insumos) e a jusante (ex. matadouros, exportadoras de carne) são poucas e associadas, além de interagirem com um grupo amplo, heterogêneo e disperso de produtores rurais. Essa situação limita a capacidade de ações coletivas de pecuaristas e favorece um mercado com características de oligopólio, isto é, um pequeno número de empresas controla o mercado e dita o preço. Por exemplo, atualmente, a JBS detém 31% de todo o processamento de carne no país e 12% do processamento do mundo. Marfrig e Minerva, segundo e terceiro maiores processadores nacionais, controlam outros 7% e 5%, respectivamente, do mercado brasileiro (BARBOSA et al., 2015). Regionalmente, a concentração pode ser maior, com um único frigorífico ditando o preço de compra do boi e, com isso, gerando disparidades com estados produtores com preços diferenciados, apesar de mesma logística e mesmo tamanho do mercado consumidor. Há risco, portanto, de amortização do preço da carne entre a demanda do mercado e a oferta do produtor, gerando um mercado imperfeito ou falho que penaliza a lucratividade da pecuária (BARBOSA et al., 2015). Para evitar que essa concentração de mercado se torne um obstáculo ao desenvolvimento da pecuária intensificada, é necessário fortalecer instrumentos de comando e controle como o Conselho Administrativo de Defesa Econômica (Cade) e o Ministério da Fazenda. Esses órgãos são responsáveis pela prevenção e repressão de casos de abuso de poder econômico e podem, quando necessário, demandar a reestruturação do mercado a fim de evitar controles de preço.

Há também o risco de que os investimentos em pecuária gerem crescimento do rebanho e que, dessa forma, as emissões do setor aumentem substancialmente. No presente estudo, assumiu-se que a oferta e demanda por carne seguirão projeções econômicas realizadas pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento até 2030, expandidas até 2050 pela Escola de Veterinária e Centro de Sensoriamento Remoto da UFMG. Nesse contexto, a intensificação da pecuária é posta como um meio de atender a demanda crescente de carne, mesmo com um rebanho 16,3% menor do que os sistemas tradicionais, gerando, assim, menos emissões de GEE em 2050. Porém, a concentração do mercado de carne e os subsídios à intensificação poderão gerar maior competição no setor, resultado

em redução do preço da carne e da margem de lucro do produtor. Desse modo, os produtores poderão se encontrar em uma situação em que terão de aumentar o rebanho de modo a manter os níveis atuais de retorno do investimento e atender a demanda crescente por carne. Isso sugere que, por ser elástico, o consumo de carne vermelha poderá aumentar substancialmente com a redução de preço ao consumidor e aumento da renda, superando a demanda estimada neste estudo.

Além disso, existe um debate na literatura sobre a presença ou não de uma curva de Kuznets alimentar, em que o aumento da renda aumenta o consumo de carne até certo nível para depois diminuí-lo, como já está ocorrendo em alguns países da Europa. Porém, existe a possibilidade de que o pico do consumo mundial de carne ocorra somente na segunda metade do século (VRANKEN et al, 2014; COLE; MCCOSKEY, 2013). No presente estudo, projetou-se aumento do consumo de carne vermelha no Brasil em 36% no período, passando de 47 kg *per capita* para 63 kg *per capita* entre 2012 e 2050. Isso indica que hábitos alimentares ligados ao consumo crescente de carne vermelha poderão transformar-se em barreira importante para a efetividade da intensificação da pecuária enquanto ação de mitigação de GEE. Para mitigar essa barreira, é importante considerar políticas educacionais que enfatizem os efeitos benéficos para a saúde de uma dieta balanceada e com consumo reduzido de carne vermelha.

Uma última barreira econômica é ligada à possibilidade de que os investimentos na intensificação da pecuária possam gerar aumento do desmatamento. O investimento na intensificação da produção agrícola como medida climática está ligado à hipótese do *land sparing* (economia de terras), em que o aumento da produtividade evita a conversão de novas áreas para a agricultura (BALMFORD et al., 2005). Porém, Barretto et al. (2013) mostram que a intensificação da agropecuária entre 1960 e 2006 gerou efeitos diferenciados no território brasileiro. Enquanto nas áreas já consolidadas no Sul e Sudeste do Brasil houve redução da área agrícola em função da urbanização e do aumento da produtividade, nas fronteiras agrícolas do Norte e do Nordeste, a intensificação foi acompanhada por aumento do desmatamento. Essa diferença tem ligação com a disponibilidade de terras a baixo custo nas áreas de fronteira e com a relativa escassez e o alto custo da terra nas áreas consolidadas. De modo similar, Strassburg et al. (2014) chamam a atenção para a existência de um “efeito rebote” em que ganhos na produtividade da soja na Amazônia, entre o fim dos anos 1990 e meados dos anos 2000, levaram essa atividade a se tornar um dos principais vetores do desmatamento na região.

Assim, para evitar que os investimentos na intensificação se tornem um incentivo perverso ao desmatamento, é necessário integrá-la à média de redução do desmatamento legal. Ao limitar a disponibilidade de áreas com vegetação nativa, poder-se-á verificar no setor processo similar ao ocorrido na Amazônia com a moratória da soja, que proibiu a venda de soja produzida em áreas desmatadas legalmente e ilegalmente após 2006. Em consequência desse acordo setorial, a soja passou a se expandir em áreas de pecuária extensiva e deixou de ser causa direta do desmatamento (GIBBS et al, 2015b). De modo similar, a intensificação da pecuária, juntamente com a limitação do desmatamento, poderá liberar áreas para a expansão da agricultura, florestas plantadas e restauração florestal, em vez de gerar a conversão de novas áreas de vegetação nativa.

A agricultura de baixo carbono envolve duas medidas principais: a expansão do plantio direto e do uso da FBN. O plantio direto, além de trazer benefícios climáticos pela fixação do carbono no solo, é uma tecnologia que traz substanciais ganhos econômicos. No cenário BC, espera-se aumento

de 1,2 Mha da área com sistemas de plantio direto, que deve gerar aumento de receita líquida provindo dessa atividade, em relação ao cenário REF de US\$ 9,8 bilhões até 2050. De modo similar, a expansão de 8,8 Mha com uso da FBN gera aumento de receita líquida de US\$ 1,7 bilhão. Visto que as duas medidas são implementadas em conjunto, o agregado das receitas líquidas alcança US\$ 11,6 bilhões e redução das emissões de 37,2 MtCO₂e. Desse modo, a agricultura de baixo carbono tem custo de abatimento negativo de US\$ 311. Logo, não existe barreira econômica à redução das emissões na agricultura, considerando a performance econômica dessas medidas. Mesmo assim, deve-se notar que a oferta atual, no mercado, de inoculantes para FBN é insuficiente para um cenário BC, o que poderá se constituir em barreira econômica para a implementação da medida. Para que seja superada, é importante criar instrumentos de política pública que fomentem a pesquisa e o desenvolvimento nas universidades de centros de pesquisa para a criação de empresas de base biotecnológica para produção de inoculantes.

O setor de florestas plantadas apresenta custo marginal de abatimento de US\$ 0,38 por tCO₂e. A expansão em 2,8 Mha poderá trazer receita líquida de US\$ 205 milhões até 2050. Apesar de o custo de abatimento ser praticamente nulo, a implementação dessa medida precisa superar algumas barreiras econômicas. Em primeiro lugar, as florestas plantadas têm um tempo de maturação do investimento de cerca de sete anos. Nesse período, as variações de preço de mercado e a necessidade de altos investimentos podem comprometer a viabilidade econômica da medida. Exemplo disso pode ser observado no caso da produção de lenha e carvão para fins energéticos/siderúrgicos, que teve substancial queda nos preços devido à retração no setor siderúrgico mundial. Para superar essa barreira, seria importante introduzir instrumentos econômicos que visem minimizar os riscos de negócio para os produtores florestais. Esses mecanismos podem incluir a instituição de preços mínimos e risco compartilhado por companhias consumidoras. Incentivos econômicos e instrumentos de informação que visam à diversificação das destinações da madeira plantada também podem reduzir o risco de mercado e criar um ambiente de negócios mais favorável para o setor. Instrumentos de informação também podem contribuir para a incentivar a substituição de produtos de base fóssil pela madeira enquanto alternativa renovável e de baixo carbono na construção civil e outros setores.

O crescimento das áreas dedicadas aos sistemas integrados com lavoura e pecuária (ILP) e lavoura, pecuária e florestas (ILPF) representa a medida de maior benefício econômico. Em um cenário com taxa de desconto de 8%, essa medida teria custo marginal de abatimento negativo de US\$ 1.978 por tCO₂e e geraria receita líquida adicional de US\$ 8,9 bilhões. Esse resultado positivo ocorre pela soma da lucratividade da pecuária (i.e., compra de bezerros e venda de gado magro) com ganhos econômicos da agricultura de baixo carbono. Visto que grande parte da redução de GEE é compensada pelo aumento da emissão da pecuária, a receita líquida obtida pela medida é dividida por um abatimento de somente 4,6 milhões de tCO₂e, constituindo custos marginais de abatimento altamente negativos. Apesar de a introdução de sistemas integrados não enfrentar barreira com relação ao seu potencial de ganho econômico, essa medida herda as dificuldades das demais, que incluem riscos ligados aos investimentos de longo prazo nas florestas plantadas e concentração de mercado dos frigoríficos. Logo, o sucesso da implementação dessa medida dependerá, em grande parte, da implementação dos instrumentos de comando e controle e de informação citados acima.

A implementação de medidas para o uso mais eficaz da energia na agropecuária também enfrenta barreiras de diferentes tipos. A introdução de lâmpadas LED e a otimização da iluminação da avicultura podem trazer economia importante, além de gerar redução das emissões. Em particular, a otimização da iluminação da avicultura e a introdução de lâmpadas LED têm o potencial de reduzir

as emissões em 2,1 MtCO₂e e 1,6 MtCO₂e a um custo marginal de abatimento negativo de US\$ 95 e US\$ 30 por tonelada. Apesar de não haver barreira econômica substancial por ser vantajosa do ponto de vista econômico, essas ações ainda assim vão requerer investimento de capital e, por isso, dependem de instrumentos econômicos de acesso a crédito.

O montante de investimento necessário para a otimização dos sistemas existentes constitui barreira econômica para a melhoria da eficiência dos sistemas de irrigação, já que a ação tem custo de abatimento de US\$ 154/tCO₂e. No redimensionamento, pode haver necessidade da troca de equipamentos, como tubulações e bombas, sem mencionar manutenção adequada. Do mesmo modo, a adoção de tensiômetros e de sistemas de pivô central com LEPA requer substanciais investimento de capital (LETEY, 2007; MEDEIROS, 2010; MONTERO et al., 2013). Portanto, será necessário elaborar instrumentos econômicos para promover a implementação dessa medida.

Outra barreira ligada à energia concerne à falta de incentivos para a economia de água na irrigação. Righes (2004) relata que a otimização do uso da água levaria à redução de 20% no consumo de energia usada no funcionamento dos sistemas de irrigação. Nesse contexto, uma precificação adequada da água para agricultores levaria a uma consequente otimização de seu uso (CARRAMASCHI et al., 2000), gerando redução no consumo de energia. A política de concessão e outorga para captação de água atualmente em vigor atribui um valor muito baixo a esse recurso, criando uma falha de mercado. Portanto, a criação de um instrumento econômico voltado para a precificação da água para a irrigação traria benefícios significativos para o consumo energético, além de cobenefícios para a gestão hídrica.

Por fim, existem barreiras comuns à intensificação da pecuária, agricultura de baixo carbono, florestas plantadas, sistemas integrados e uso de energia na agropecuária. Todas essas medidas necessitam, em maior ou menor grau, de investimentos substanciais para a compra de maquinário e realização das melhorias necessárias para a redução das emissões de GEE. O Plano ABC e o Inovagro ofereceram, nos últimos anos, linhas de crédito com recursos substanciais para a implementação de ações de mitigação na agropecuária. Porém, para que essas medidas sejam implementadas com sucesso até 2050, essas ações devem ser consolidadas e expandidas.

A implementação dessas medidas tem o potencial de trazer diferentes cobenefícios para o país. Ao reduzir o desmatamento e as queimadas que normalmente acompanham o processo de mudança do uso do solo, serão reduzidas a incidência de doenças respiratórias e a perda de carbono florestal. Ao mesmo tempo, o pagamento por serviços ambientais e incentivo ao manejo florestal sustentável e aos produtos florestais não madeireiros possibilitarão a diversificação das atividades econômicas. Visto que boa parte das medidas tem custo de abatimento negativo, a implementação também trará aumento da renda para o produtor rural e melhoria da qualidade das condições de trabalho no campo.

O Quadro 10 sintetiza barreiras e cobenefícios econômicos relacionados com a adoção das atividades de baixo carbono do setor de Afolu. A síntese dos instrumentos necessários para remover as barreiras e potencializar os cobenefícios econômicos serão sumarizados posteriormente.

Quadro 10 – Conjunto de Medidas e o Aspecto Econômico de Suas Barreiras, Soluções Propostas e Cobenefícios

Medida	Barreiras	Cobenefícios
Redução do desmatamento	<ul style="list-style-type: none"> Ausência de alternativa econômica ao desmatamento Pressão de mercado menos eficaz na pecuária 	<ul style="list-style-type: none"> Aumento da renda para produtor Melhoria da qualidade das condições de trabalho no campo Diversificação das atividades econômicas Promoção do desenvolvimento sustentável
Restauração florestal	<ul style="list-style-type: none"> Ausência de incentivos à regularização ambiental por meio da restauração Altos custos de implantação em áreas de baixo potencial de regeneração natural Indisponibilidade de sementes/mudas 	
Intensificação da pecuária	<ul style="list-style-type: none"> Economia de escala (custo fixo alto) Limitação das regiões geográficas propícias à intensificação Concentração de frigoríficos e incertezas de mercado Aumento do rebanho e consumo de carne Incentivo à expansão da fronteira agrícola 	
Agricultura de baixo carbono	<ul style="list-style-type: none"> Falta de capital para compra de maquinário Oferta de inoculantes para a FBN insuficiente no mercado 	
Floresta plantada	<ul style="list-style-type: none"> Incerteza com relação ao retorno do investimento Alto investimento inicial e restrição de capital 	
Sistemas integrados		
Energia na agropecuária	<ul style="list-style-type: none"> Custo elevado do biodiesel B100 frente ao diesel mineral Ausência de incentivos à otimização da irrigação 	

5.2 BARREIRAS E COBENEFÍCIOS SOCIOCULTURAIS

Barreiras socioculturais dificultam a implementação das diferentes medidas de mitigação das emissões do uso do solo e consumo de energia na agropecuária. Ainda é prevalente no país uma cultura da transgressão das leis ambientais, principalmente no que se refere aos limites impostos pelo Código Florestal das áreas a serem desmatadas para uso agropecuário. Assim, as leis são muitas vezes desobedecidas e, juntamente com o baixo nível de fiscalização, levam ao acúmulo do déficit ambiental do país (CARDOSO; MOREIRA, 2008; STICKLER et al., 2013; SOARES-FILHO et al., 2014). A forte queda do desmatamento na Amazônia indica que essa situação melhorou substancialmente nos últimos anos. Porém, a continuidade dos níveis do desmatamento, mesmo no CAR nos estados do Pará e Mato Grosso (Azevedo et al., 2014), e o recente boicote ao cadastro em alguns estados do país sugerem que ainda existem desafios importantes a serem superados. Por exemplo, enquanto já cadastradas, até outubro de 2015, 55% das propriedades do país (excluídos os assentamentos rurais), a adesão ao CAR no Rio Grande do Sul, Pernambuco e Alagoas não superou os 13%.

Além dos instrumentos econômicos para a redução do desmatamento e da restauração florestal (recuperação da vegetação nativa), a mudança para um cenário BC vai requerer investimentos substanciais em ações de educação ambiental para as zonas rurais. Isso significa adaptar os conceitos de educação ambiental para além dos temas estritamente urbanos (e.g., importância de economizar água e reciclar) para temas mais próximos da realidade das crianças e jovens do campo (e.g., destinação correta

dos agrotóxicos, importância das áreas de proteção permanente e reserva legal). Além disso, as ações educacionais devem se estender para o público adulto, visto que o nível de conhecimento sobre as leis ambientais (que são notadamente complexas) é atualmente insuficiente. Para isso, deve-se investir em ações de treinamento oferecidas pelos sindicatos rurais, prefeituras e órgãos de extensão rural.

No tocante à restauração florestal, está disponível para as pequenas propriedades o Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (Pronaf) Florestal, que oferece empréstimos com taxas de juros de até 2,5% a.a. e 12 anos de carência. As grandes e médias propriedades têm acesso ao Programa de Agricultura de Baixo Carbono (ABC), com créditos subsidiados de 7% a.a. e cinco anos de carência (BB, 2015; BNDES, 2015). Porém, há pouco conhecimento no campo sobre linhas de crédito voltadas para isso e como superar a burocracia da obtenção do empréstimo. Para tanto, seria importante implementar instrumentos de informação aos produtores rurais sobre tais recursos. Os órgãos federais e estaduais de extensionismo rural poderão desempenhar papel central na disseminação dessas informações.

No que tange à intensificação da pecuária, as principais barreiras identificadas concernem à gestão e à visão de negócio pouco profissional do pecuarista tradicional. Apesar de haver oferta de financiamento para a atividade, torna-se impraticável emprestar dinheiro a qualquer empreendedor que não tenha bom registro da contabilidade da sua empresa. Salvo raras exceções (estima-se que menos de 0,3%), a maioria dos pecuaristas não tem contabilidade apropriada do empreendimento rural, por isso não sabem mensurar o lucro (ou prejuízo), ou quais ajustes podem ser feitos para reduzir custos e melhorar a rentabilidade de suas propriedades. Em consequência, muito do que está sendo investido na pecuária pode estar sendo subutilizado. Logo, o processo de intensificação da pecuária depende do uso de ferramentas e melhoria de processos de gestão (BARBOSA et al., 2015). Portanto, é crucial desenvolver cursos de capacitação para os produtores rurais referentes a técnicas contábeis e administrativas.

Além da pecuária, a agricultura de baixo carbono, florestas plantadas e sistemas integrados precisam romper as barreiras culturais à adoção de novas tecnologias. Apesar da atuação dos órgãos de extensionismo rural, os produtores rurais carecem de informações atualizadas sobre novas tecnologias e opções de investimento. Diferentes estudos também mostram que, mesmo em situações nas quais a introdução de novas culturas e técnicas pode gerar aumento significativo da renda, os produtores rurais tendem a ter aversão ao risco. Essa tendência é particularmente forte no caso de pequenos produtores com acesso restrito a crédito bancário e que dependem da agricultura para subsistência (SCOTT, 1977; WALSHAM; SAHAY, 1999). No caso das florestas plantadas, existe também resistência por parte dos produtores rurais a investimentos de longa duração.

No uso da energia na agropecuária, há uma barreira sociocultural similar. A redistribuição das lâmpadas no aviário, quando feita pelo chamado método dos lúmens (BONA, 2010), tem bom potencial de abatimento no consumo de eletricidade a baixo custo de investimento, que pode ser feito rapidamente, com ganhos financeiros no curto prazo para o agricultor. O porquê de isso não ocorrer deve-se principalmente a uma barreira de informação. Apresenta-se, assim, a possibilidade de uma política de disseminação de estudos de caso de sucesso, bem como da capacitação de técnicos para implementar a medida.

Para lidar com essas barreiras, é necessário atuar ao mesmo tempo nos determinantes econômicos por trás do comportamento conservador dos proprietários rurais. Ou seja, além de oferecer condições de mercado mais estáveis e atraentes (e.g., políticas de preço mínimo para a madeira e seguro rural), é necessário investir na expansão da atuação dos órgãos de extensionismo rural e na implantação de unidades experimentais e demonstrativas para promover a disseminação ampla e continuada de novas tecnologias.

Além da redução da emissão de GEE no setor, a implementação dessas políticas vai trazer cobenefícios importantes. Em primeiro lugar, a disseminação de informações sobre melhores práticas rurais e de leis que controlam o desmatamento contribuirá também para a promoção de outras políticas ambientais, como gestão de recursos hídricos e proteção da biodiversidade. Ao mesmo tempo, com a implementação dessas medidas, ficará mais clara, para os produtores, a importância dos benefícios locais da conservação e restauração florestal, fomentando, como consequência, melhor integração entre objetivos econômicos e ambientais de longo prazo.

O Quadro 11 sintetiza barreiras e cobenefícios socioculturais relacionados com a adoção das atividades de baixo carbono do setor de Afolu.

Quadro 11 – Conjunto de Medidas e os Aspectos Socioculturais de Suas Barreiras, Soluções Propostas e Cobenefícios

Medida	Barreiras	Cobenefícios
Redução do desmatamento	<ul style="list-style-type: none"> • Cultura da transgressão das leis ambientais • Falta de informação sobre os serviços ecossistêmicos fornecido pelas florestas 	<ul style="list-style-type: none"> • Promoção de outras políticas ambientais, como a gestão de recursos hídricos e a proteção da biodiversidade • Melhor integração entre objetivos econômicos e ambientais no longo prazo
Restauração florestal		
Intensificação da pecuária	<ul style="list-style-type: none"> • Gestão e visão de negócio pouco profissional do pecuarista tradicional. 	
Agricultura de baixo carbono	<ul style="list-style-type: none"> • Resistência dos produtores rurais com relação a investimentos de longa duração • Comportamento conservador dos proprietários rurais 	
Floresta plantada		
Energia na agropecuária		

5.3 BARREIRAS E COBENEFÍCIOS POLÍTICO-INSTITUCIONAIS

Barreiras para a adoção de atividades de baixo carbono pelo uso da terra são também de caráter político e institucional. Uma barreira importante para a redução do desmatamento é a baixa eficácia do CAR. Apesar de o CAR servir como base para aplicação do Código Florestal a baixo custo, os sistemas estaduais que deram origem ao sistema nacional tiveram resultados pouco animadores. O primeiro sistema de registro de propriedades rurais por meio de sistemas de informação geográfica e sensoriamento remoto foi implementado no Mato Grosso, em 1999, com o nome de Sistema de Licenciamento de Propriedades Rurais (SLAPR). Apesar de o sistema ter sido louvado como sendo

“um novo modelo para desacelerar o desmatamento na Amazônia” (FEARNSIDE, 2003, p. 343), estudos recentes mostram que o SLAPR não só foi incapaz de reduzir o desmatamento ilegal no sistema, mas também facilitou a obtenção de autorizações de desmatamento legal (RAJÃO et al., 2012). A experiência do SLAPR inspirou o Pará a criar o Cadastro Ambiental Rural (CAR) em 2008, também adotado pelo Mato Grosso como alternativa menos burocrática ao SLAPR. Porém, entre 2008 e 2012, não foi possível observar efeito sistemático do CAR na redução do desmatamento nesses estados (AZEVEDO et al., 2014).

Entrevistas com atores-chave realizadas em 2013 sugerem que existem dois motivos principais para a pouca eficácia do CAR na redução do desmatamento na Amazônia. De um lado, existe uma barreira política ao uso do CAR para monitorar e punir os produtores que venham a desmatar ilegalmente. Os formuladores de políticas em diferentes níveis notaram que, nos municípios em que a entrada do CAR foi seguida de multas por desmatamento ilegal, mesmo que sem a relação direta com o cadastro, o processo de implementação foi, por isso, prejudicado substancialmente. Por esse motivo, os governos estaduais e municipais têm dado mais prioridade ao processo de implementação do cadastro do que ao seu uso para a redução do desmatamento. Do outro lado, existem barreiras de tipo institucional sobre o *status* jurídico dos autos de infração emitidos por meio de imagens de satélite. A constituição do desmatamento enquanto fato jurídico é uma atividade complexa que exige dos fiscais do Ibama e dos Órgãos Estaduais de Meio Ambiente (Oema) a capacidade de coletar diferentes formas de evidência (RAJÃO; VURDUBAKIS, 2013). Segundo o relato de fiscais, um auto de infração realizado por intermédio somente de imagens de satélite poderia ser facilmente questionado nos âmbitos administrativos e criminal, invalidando, assim, a fiscalização. Outro problema substancial é o alto nível de impunidade dos ilícitos ambientais. Por exemplo, levantamento realizado no Pará entre 1999 e 2002 mostra que somente 3% das multas foram efetivamente pagas, apesar do alto índice de condenação dos proprietários em primeira instância (BRITO; BARRETO, 2006).

Para sanar essas barreiras institucionais, é crucial o estabelecimento de um marco legal que estabeleça a admissibilidade de evidências obtidas por meio de sensoriamento remoto, juntamente com o dado espacial declarado pelo proprietário por meio do CAR como prova suficiente para a comprovação do ilícito ambiental. Esses instrumentos legais pontuais deveriam também ser acompanhados de reformas institucionais mais profundas de modo a tornar mais céleres o julgamento e a execução dos processos.

Outra barreira importante político-institucional para a redução do desmatamento advém da dificuldade de responsabilizar os produtores de projetos de assentamento rural pelo desmatamento ilegal. Uma porção substancial do desmatamento ocorre em áreas destinadas para projetos de assentamento do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (Incra). No caso da Amazônia, onde muitos desses assentamentos são instalados em regiões de fronteira, 29% de todo o desmatamento ocorrido entre 2010-2014 ocorreram em assentamentos, enquanto na Caatinga esse valor chegou a 6%. É possível apontar dois motivos principais para esses altos níveis de desmatamento. De um lado, o Incra tem uma política que avalia os assentados de acordo com o uso da terra, o que na prática significa que os produtores são premiados com uma maior chance de obter o título definitivo caso “invistam” na propriedade mediante abertura de novas áreas (FIORI et al., 2013). Por outro lado, como a transferência de título das terras pode demorar mais de uma década, durante grande parte do processo de colonização, o responsável legal pelas áreas é o próprio Incra. Isso significa que, ao verificar a presença de um desmatamento ilegal, os órgãos ambientais não têm escolha senão multar o próprio Incra, deixando impunes os produtores responsáveis. Para superar essa barreira, seria importante multiplicar as experiências com os assentamentos sustentáveis na Amazônia, assim como incluir critérios de desempenho ambiental no processo de transferência de títulos para os produtores rurais.

Apresenta-se também como barreira importante à redução do desmatamento a ocupação ilegal de terras públicas. Diferentes estudos mostram que o processo de desmatamento em áreas de fronteira torna-se atraente do ponto de vista econômico se considerado o processo de tomada de terras públicas por meio da grilagem (falsificação de títulos) e derrubada da floresta (BOWMAN et al., 2012). De acordo com as estimativas apresentadas no capítulo anterior, o desmatamento nessas áreas corresponde a cerca de 19% do total no bioma. Para lidar com essa questão, é fundamental que 39 milhões de hectares de terras devolutas na Amazônia⁶⁶ sejam protegidas por meio da criação de unidades de conservação, como no exemplo das florestas nacionais destinadas à produção madeireira. Como a criação dessas áreas protegidas é um processo longo, o estabelecimento de limitações administrativas provisórias já se mostrou eficaz no passado como instrumento de proteção temporária. Além disso, é necessário intensificar o processo de regularização fundiária através de programas como o Terra Legal, vinculado a critérios ambientais de modo a reduzir a grilagem de terras públicas. Ao mesmo tempo, é importante que não haja mudança nos critérios de adesão a esses programas, com o reconhecimento de ocupações mais recentes, pois isso poderia estimular o desmatamento em terras públicas.

Outra barreira importante para a redução do desmatamento é a falta de alternativas econômicas ao desmatamento legal em áreas com baixo custo de oportunidade da terra (e.g., pecuária extensiva). Além do aspecto econômico dessa barreira, existem barreiras político-institucionais que impedem a implementação de mecanismos de PSA em larga escala. O Brasil dispõe de uma série de experiências com instrumentos de pagamento por serviços ambientais. No final dos anos 2000, houve muita expectativa sobre o potencial do mecanismo de redução de emissões por desmatamento e degradação florestal (REDD+). Porém, a política REDD+ ficou limitada ao pagamento de serviços ambientais no âmbito dos mercados voluntários ou na forma de programas com alcance regional. A maior parte do recurso captado pelo Fundo Amazônia, a principal experiência brasileira de REDD+, tem sido utilizada para o fortalecimento de políticas públicas, como a implementação do CAR, e não para pagamentos por serviços ambientais (VAN DER HOFF et al., 2016). Ao mesmo tempo, as experiências de REDD+ de mercados voluntários são limitadas pelos altos custos de transação dos projetos (PEARSON et al., 2014), incertezas científicas sobre o cálculo dos créditos de carbono (RAJÃO; MARCOLINO, no prelo) e problemas ligados à salvaguarda dos direitos dos povos das florestas (LUTTRELL et al., 2013). Existe também falta de consenso entre estados e governo federal sobre a forma jurídica e os mecanismos de distribuição de recursos do REDD+ a serem recebidos pelo Brasil no contexto da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC, sigla em inglês). Isso indica que, embora a discussão sobre a criação desses mecanismos tenha avançado consideravelmente, ainda não está claro se um instrumento de pagamento por serviços ambientais em larga escala poderia ser operacionalizado no curto prazo no Brasil.

Uma proposta para superar algumas das barreiras político-institucionais ligadas ao pagamento de serviços ambientais é a adoção da infraestrutura do mercado de cotas de reserva ambiental (CRA). A revisão do Código Florestal (Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e modificações posteriores) introduziu novos mecanismos para facilitar sua regulamentação, como os que tratam de gestão de incêndios, carbono florestal e pagamento por serviços ecossistêmicos. Talvez o mecanismo mais importante seja a CRA, que é um título legal negociável, representativo de áreas com vegetação nativa

66 Relatório do Serviço Florestal Brasileiro e Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia. Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/index.php?option=com_k2&view=item&task=download&id=121>. Acesso em: 2 nov. 2015.

intacta ou em regeneração que excedem os requisitos da reserva legal, podendo, no caso de pequena propriedade ou posse rural familiar, incluir a reserva legal. A implementação da CRA deve criar um mercado para negociação das terras florestadas, agregando valor monetário à vegetação nativa. Esse mercado de CRA poderá diminuir significativamente o déficit de reserva legal a custo reduzido (SOARES-FILHO et al., 2014). Dado que os custos de oportunidade da conservação da floresta são muito mais baixos do que os custos da restauração, a troca de CRA poderia se tornar uma maneira de baixo custo para facilitar o cumprimento da lei, protegendo simultaneamente excedentes florestais que poderiam ser legalmente desmatados (Figura 140).

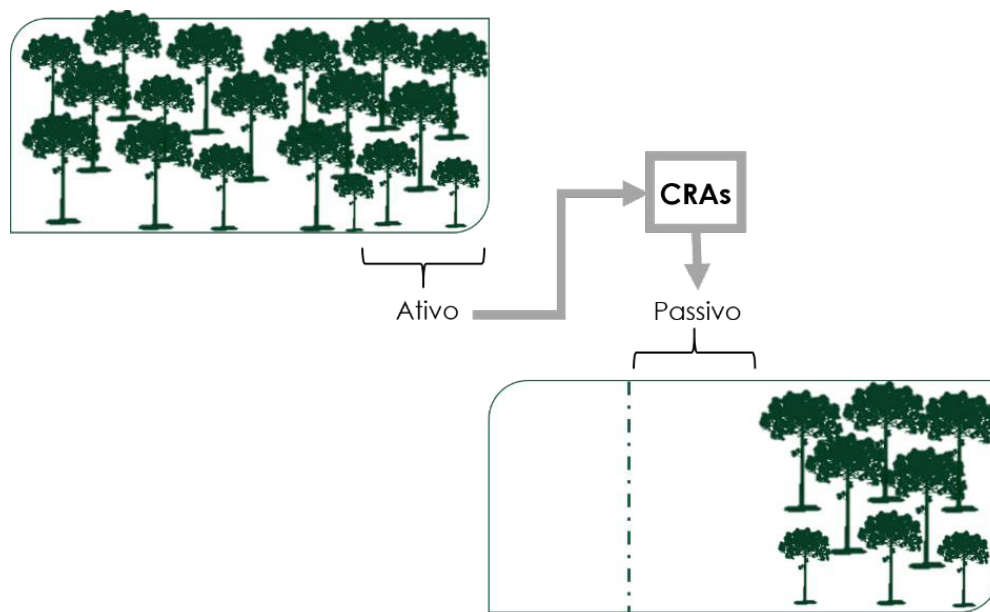


Figura 140 – Esquema de Compensação Utilizando CRA de Excedente de Reserva Legal

Nesse mercado, os proprietários com ativo florestal (esquerda) podem disponibilizar essas áreas por meio de contratos de CRA que podem ser adquiridos por proprietários ou posseiros com passivo em alternativa à recuperação da área (direita)

Visando ampliar a demanda por CRA e aproveitando a infraestrutura financeira, legal e tecnológica do mercado, a CRA poderia ser utilizada além da compensação do passivo ambiental, mecanismo que chamamos aqui de XCRA. Dessa forma, o mercado de CRA poderia ser integrado à Estratégia Nacional do REDD+, Fundo Amazônia ou outros mecanismos de pagamento por serviços ambientais voltados para a redução de emissões de GEE, preservação da biodiversidade e manutenção do regime hidrológico em áreas estratégicas. Para estimar o custo do XCRA enquanto meio de pagamento por serviços ambientais, consideramos o valor anual equivalente (com taxa de desconto de 8%) do preço de equilíbrio e volume de CRA a ser transacionado em um futuro mercado limitado ao estado e bioma (RAJÃO et al., 2015). A vantagem principal dessa proposta é o fato de que o mercado de CRA já está previsto em lei, e os governos federal e estaduais já estão realizando os investimentos necessários para implementar os sistemas de registro e monitoramento das cotas. Isso significa que o XCRA evita investimentos políticos e institucionais adicionais na construção de mecanismos de pagamento por serviços ambientais *ad hoc* (SOARES-FILHO et al., 2016).

A restauração florestal compartilha barreiras institucionais e políticas que incidem sobre a redução do desmatamento. O principal arcabouço legal que fomentará a restauração florestal é o Programa de Regularização Ambiental (PRA), previsto pelo novo Código Florestal. Apesar de o código já definir em linhas gerais o funcionamento do PRA, ainda estão pendentes de regulamentação os aspectos operacionais do programa. Entre os pontos mais controversos estão a definição da lista de espécies nativas e exóticas que podem ser utilizadas na restauração e a forma como essas espécies poderão ser intercaladas. Para vencer essa barreira, seria importante elaborar estratégias que visem integrar o Programa Mais Ambiente, no âmbito federal, com os PRA estaduais, de modo a gerar sinergias de ações para evitar incertezas do ponto de vista jurídico para o produtor.

As experiências com programas de restauração florestal de áreas de proteção permanente no Mato Grosso mostram também a importância de apoio técnico e ações de fiscalização e monitoramento para o sucesso das políticas. Ainda que o estado tenha obtido sucesso importante com a implementação do CAR no contexto do programa MT Legal, servidores estaduais relataram que raramente ocorrem visitas de campo e outras formas de fiscalização para que seja constatado se os produtores estão efetivamente restaurando as áreas pelas quais se comprometeram. Por outro lado, quando ações desse tipo são acompanhadas de ações de extensionismo rural e acompanhamento dos órgãos ambientais, como no caso dos municípios de Lucas do Rio Verde e Alta Floresta, os resultados são muito mais positivos. Para tanto, é crucial fortalecer os órgãos estaduais e municipais de meio ambiente e de extensão rural a fim de melhorar a eficácia da fiscalização e da assistência técnica rural para a restauração florestal. Também será importante acelerar o processo de regularização do Programa de Regularização Ambiental e a validação do CAR.

Restauração florestal, intensificação da pecuária, agricultura de baixo carbono, floresta plantada, sistemas integrados e energia na agropecuária apresentam barreiras político-institucionais similares. Assim como na restauração florestal, a assistência técnica rural é insuficiente para o estabelecimento de novas técnicas de produção. Logo, é importante fortalecer os órgãos de extensão rural. Apesar de a barreira econômica a essas atividades ter sido em parte superada por meio da oferta de crédito rural subsidiado, esses recursos são de difícil acesso, principalmente para pequenos e médios produtores. Isso ocorre devido à falta de informação de produtores, técnicos e agentes financiadores sobre linhas de crédito e atividades apoiadas por diferentes programas governamentais. Além disso, visto que muitos empréstimos bancários exigem o título da terra como garantia, produtores de diferentes regiões do país não têm acesso às políticas de fomento. O ambiente regulatório também não favorece a otimização de sistemas de irrigação, seja no uso da água, seja no uso de energia. Para sanar essa barreira, é preciso aprimorar o sistema de precificação da água atualmente em uso no país. Para superar essas barreiras, seria importante implementar políticas de informação que visem integrar os sistemas de informação governamentais e desburocratizar o acesso ao crédito rural para que as medidas sejam alavancadas no campo. Na mesma linha, seria importante criar instrumentos econômicos voltados para a criação de fundos de aval que possibilitem acesso a crédito a pequenos e médios produtores que não têm o título da terra. Uma outra medida importante seria aumentar a transparência dos dados do CAR e tornar público o Guia de Transporte Animal (GTA), permitindo o cruzamento de informações no nível da propriedade. Desse modo as cadeias produtivas e consumidores terão um instrumento de informação capaz de premiar os produtores que adotem boas práticas e que estejam regulares perante as leis ambientais.

A superação das barreiras político-instrucionais poderá trazer cobenefícios importantes para a população. Em particular, o fortalecimento dos órgãos ambientais e do extensionismo rural trará maior presença do Estado em regiões remotas. Por sua vez, essa presença possibilitará maior capilaridade e eficácia das políticas de desenvolvimento rural. Além de contribuir para o setor produtivo, o aumento

de investimentos em conservação florestal e ações de mitigação de emissões dos GEE poderá promover uma agenda de investimentos em infraestrutura verde urbana (e.g., abastecimento de água, controle da poluição e qualidade de vida) e rural (e.g., manutenção do regime de chuvas, controle de pragas, garantia de produtividade das culturas e geração de emprego e renda).

O Quadro 12 sintetiza barreiras e cobenefícios político-institucionais relacionados com a adoção das atividades de baixo carbono do setor de Afolu.

Quadro 12 – Conjunto de Medidas e o Aspecto Político-Institucional de Suas Barreiras, Soluções Propostas e Cobenefícios

Medida	Barreiras	Cobenefícios
Redução do desmatamento	<ul style="list-style-type: none"> Falta de infraestrutura legal e tecnológica para PSA Baixa eficácia do CAR na redução do desmatamento no Pará e Mato Grosso Ausência de regulamentação sobre o uso de sensoriamento remoto para fiscalização Impunidade dos crimes ambientais Dificuldade de responsabilizar assentados do Inkra Vulnerabilidade das áreas públicas na Amazônia Falta de transparência total do CAR e GTA 	<ul style="list-style-type: none"> Melhoria das políticas de desenvolvimento rural Maior presença do Estado em regiões remotas Promoção de uma agenda de investimentos em infraestrutura verde (capital natural)
Restauração florestal	<ul style="list-style-type: none"> Ausência de regulamentação do Programa de Regularização Ambiental (PRA) pelos estados (ex. lista de espécies nativas/exóticas) Assistência técnica rural insuficiente 	
Intensificação da pecuária	<ul style="list-style-type: none"> Assistência técnica rural insuficiente Crédito subsidiado de difícil acesso, principalmente para os pequenos e médios produtores Falta de incentivos institucionais para a otimização da irrigação 	
Agricultura de baixo carbono		
Floresta plantada		
Energia na agropecuária		

5.4 BARREIRAS E COBENEFÍCIOS CIENTÍFICO-TECNOLÓGICOS

Barreiras científico-tecnológicas referem-se às lacunas de conhecimento para a efetiva implementação das medidas de mitigação. A disponibilidade de informações sobre desmatamento de forma detalhada e confiável é essencial para a implementação eficaz de políticas de redução do desmatamento. No caso do bioma Amazônia, existe infraestrutura tecnológica bem estabelecida que teve início no fim dos anos 1980 com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe), com o desenvolvimento do sistema Prodes com alta resolução espacial e frequência de monitoramento anual. Posteriormente, nos anos 2000, o desenvolvimento da versão digital do Prodes e do Deter com imagens de média resolução e frequência quinzenal possibilitou um salto importante na capacidade de fiscalização dos governos estaduais e federal (RAJÃO; HAYES, 2009; RAJÃO; VURDUBAKIS, 2013). Porém, a capacidade de controle desses órgãos tem sido comprometida por limites logísticos e tecnológicos que surgiram com a fragmentação do desmatamento na Amazônia nos últimos anos. Enquanto a área total dos polígonos de desmatamento menores que 25 hectares correspondia, em 2005, a 31%

do desmatamento total, essa porcentagem chegou a uma média de 59% entre 2010 e 2014. Essa fragmentação esbarra no limite tecnológico dos sistemas de monitoramento em operação, visto que o Deter consegue detectar somente os desmatamentos maiores que 25 hectares, e o Prodes, apesar de observar polígonos de até 6 hectares, tem frequência anual.

A ausência de informações é mais grave no caso dos outros biomas do país. Além da Amazônia, somente a Mata Atlântica conta com um sistema de monitoramento de alta resolução espacial disponibilizado pela organização não governamental SOS Mata Atlântica. Nos demais biomas, o Centro de Sensoriamento Remoto do Ibama realizou o monitoramento com imagens de alta resolução até 2010, mas desde então não foram divulgados mais dados. Para essas áreas, os únicos dados disponíveis são estimativas realizadas com imagens de média resolução pela Universidade Federal de Goiás e como parte de esforços de monitoramento florestal global (HANSEN et al., 2013). Apesar da importância desses sistemas para o acompanhamento da tendência do desmatamento, eles têm utilidade limitada para o monitoramento e fiscalização por não conseguirem detectar desmatamentos menores. Nesse contexto, são essenciais investimentos de longo prazo no desenvolvimento de sistemas de monitoramento de alta resolução e de maior frequência temporal para todos os biomas, a fim de balizar estratégias de combate ao desmatamento.

A implementação de ações de restauração florestal também dependerá do desenvolvimento de novos sistemas de monitoramento. Até o momento, a única forma disponível aos órgãos ambientais para fiscalizar o cumprimento de acordos de ajuste de conduta que envolvam a restauração florestal é por meio de relatórios enviados pelos próprios proprietários, ou por inspeções de campo. Como os relatórios são realizados por consultores contratados pelos próprios produtores, existe o risco de que sejam enviados. As inspeções de campo esbarram nos limites logísticos e de pessoal do próprio governo, sendo que é pouco provável que os milhões de hectares a serem restaurados nos próximos anos tenham amplo acompanhamento. As tecnologias de sensoriamento remoto representam uma opção importante, porém é necessário desenvolver metodologia capaz de detectar pequenas variações na biomassa ligadas aos estágios iniciais da restauração. Para superar essa barreira, seria importante investir em pesquisa e desenvolvimento de sistemas de monitoramento específicos para a restauração florestal, os quais podem envolver, além de imagens de satélite, dados coletados por meio de aviões não tripulados e sistemas de coleta de dados que integram observações locais (FRY, 2011; ANDERSON; GASTON, 2013).

Outra barreira científico-tecnológica importante para a restauração florestal é a falta de mapeamento em grande escala cartográfica dos estoques de biomassa, hidrografia e topografia do país. O Código Florestal define critérios de conservação e restauração florestal que se referem a presença de nascentes, largura dos rios e declividade do terreno. Com exceção de alguns estados, como Mato Grosso, que realizaram mapeamentos voltados para a regularização ambiental, o governo não dispõe de informações detalhadas o suficiente para avaliar aquelas declaradas pelo produtor no contexto do CAR. Assim, torna-se crucial o mapeamento topográfico sistemático em escala 1:10.000 ou maior para todo o território nacional.

Finalmente, é necessário desenvolver estudos voltados para a elaboração de manuais para os produtores, indicando as técnicas de restauração de menor custo e maior efetividade e mais bem adaptadas ao uso do solo e às condições climáticas das diferentes regiões do país.

A intensificação da pecuária também necessita de estudos específicos para o setor. Enquanto as técnicas para a intensificação da pecuária se desenvolveram de modo substancial nos países temperados, nos trópicos e em especial no Brasil, existem lacunas importantes de conhecimento. Além da melhoria genética do rebanho, é importante investir na seleção de espécies de gramíneas e composições de dieta bovina adaptadas às diferentes regiões do país. O desenvolvimento de inoculantes para fixação biológica do nitrogênio em gramíneas traria ganhos econômicos substanciais com a redução dos custos por meio da compra e aplicação de insumos para a recuperação e manutenção de pastos (BARBOSA et al., 2015). Existem também incertezas sobre o benefício climático de diferentes técnicas agropecuárias. A Embrapa tem desenvolvido pesquisas nessa direção, mas seria importante fomentar a pesquisa nas universidades e incentivar a criação de empresas de base tecnológica por meio de instrumentos econômicos.

A existência de inoculantes para a fixação biológica apenas para um número reduzido de culturas também é uma barreira importante para a agricultura de baixo carbono. Por isso, seria importante o investimento em pesquisas de longa duração para o desenvolvimento de inoculantes para milho, feijão, arroz, trigo e cana-de-açúcar. É necessário, ainda, desenvolver técnicas mais eficientes para a aplicação dos inoculantes em diferentes culturas e condições de clima e manejo nos trópicos (DOBEREINER et al., 2013).

Ademais, investimentos em pesquisa e desenvolvimento tecnológico se fazem necessários no caso das florestas plantadas. Desde o início do século XX, com a introdução no país do eucalipto australiano, foram realizados estudos que buscam aumentar a produtividade das florestas plantadas (ANDRADE, 1912). Resultados importantes foram obtidos e atualmente as plantações florestais brasileiras estão entre as mais produtivas do mundo com ciclos de corte de sete anos. Além disso, grande parte das áreas de florestas plantadas está sujeita a sistemas de certificação socioambiental e adota corredores de biodiversidade de madeira intercalada com plantios e práticas de conservação de RL e APP (SPATHELF et al, 2004). Porém, outros estudos apontam para problemas ligados à degradação ambiental causada pelas plantações de eucalipto no tocante à perda de fertilidade do solo, da biodiversidade e da água subsuperficial (MARSDEN et al., 2001; ZINN et al., 2002). Por isso, seria importante pesquisa para identificação e melhoramento genético de outras espécies florestais, possivelmente nativas, que possam conciliar objetivos econômicos e ambientais na silvicultura.

Barreiras científico-tecnológicas relacionadas aos sistemas integrados também ocorrem. Os sistemas que integram agricultura, pecuária e florestas têm o potencial de trazer ganhos substanciais dos pontos de vista econômico e ambiental. Porém, além de trazer consigo todas as demandas de conhecimento provindas da intensificação da pecuária, agricultura e silvicultura, essa medida requer pesquisas específicas sobre a interação desses sistemas mistos. Desde o final dos anos 1970, têm sido realizadas pesquisas sobre sistemas integrados no Brasil, porém ainda existem lacunas importantes, principalmente no que se refere à definição de arranjos ótimos que levem em conta as condições socioambientais diferenciadas. Torna-se importante, portanto, investir em pesquisas que busquem identificar combinações ótimas para a integração entre pecuária, lavoura e silvicultura nos diferentes biomas e condições climáticas do país (BALBINO et al., 2011).

Finalmente, as medidas de mitigação relacionadas ao uso energético do setor agropecuário demandam também investimentos em pesquisa. Seria importante melhorar o desempenho energético do biodiesel B100 mediante políticas de incentivo ao desenvolvimento de um motor otimizado para o B100 brasileiro. A diferença entre os poderes caloríficos entre o B100 e o diesel convencional é de pouco menos que 7%. Porém, estudos sobre tratores operando com B100 no Brasil demonstram redução de 14% a 22% no seu desempenho em comparação com o combustível tradicional (CONDE, 2007; LIMA et al., 2012b; NEVES et al., 2013). Um estudo, no Canadá, sobre o desempenho de tratores em seis fazendas, entre 2007 e 2009, resultou em perda máxima de eficiência de 8% (MCLAUGHLIN et al., 2009). A diferença entre o desempenho dos tratores brasileiros e os canadenses indica haver potencial para melhorias na eficiência de motores brasileiros operando com B100. Isso abre espaço para uma política de pesquisa e desenvolvimento de um motor otimizado ou de melhores práticas de manutenção para maximização da eficiência do trator com B100.

Outro problema similar é a ausência de aviários condizentes com a realidade climática brasileira. De acordo com Nascimento (2011),

Os aviários implantados no Brasil apresentam forte influência de equipamentos existentes em países de clima temperado como EUA e Europa. O fato de existir uma falta de planejamento na fase de concepção dos envelopes avícolas, associado às condições bioclimáticas dos locais de implementação, potencializa a construção de instalações avícolas com desconforto térmico e consumo elevado de energia elétrica (NASCIMENTO, 2011, p. 38).

Portanto, surge a possibilidade da implementação de políticas de pesquisa, desenvolvimento e demonstração para a criação de um aviário mais propício para climas tropicais.

Em seu conjunto, as ações voltadas para a superação de barreiras científico-tecnológicas têm o potencial de gerar cobenefícios importantes para o país. Ao incentivar a pesquisa e a criação de novas tecnologias, o governo estará também contribuindo para o desenvolvimento científico e tecnológico do país, em particular nos setores ligados à bioeconomia. Posto que grande parte desses recursos será canalizada por universidades e centros de pesquisa de excelência do país, essas ações contribuirão para a formação de mão de obra científica e tecnológica para os setores afins. Finalmente, os investimentos no desenvolvimento de tecnologias de monitoramento e mapeamento vão trazer melhorias na qualidade dos dados espaciais necessários para planejamento e execução de outras políticas públicas (e.g., saúde, integração nacional, agropecuária).

O Quadro 13 sintetiza barreiras e cobenefícios científico-tecnológicos relacionados com a adoção das atividades de baixo carbono do setor de Afolu.

Quadro 13 – Conjunto de Medidas e o Aspecto Científico-Tecnológico de Suas Barreiras, Soluções Propostas e Cobenefícios

Medida	Barreiras	Cobenefícios
Redução do desmatamento	<ul style="list-style-type: none"> • Fragmentação do desmatamento • Ausência de base cartográfica qualificada em escala apropriada 	<ul style="list-style-type: none"> • Desenvolvimento tecnológico e científico do país • Melhoria da qualidade dos dados espaciais para outras políticas públicas (ex. saúde, integração nacional, agropecuária) • Formação de mão de obra científica e tecnológica
Restauração florestal	<ul style="list-style-type: none"> • Sistema de monitoramento inadequado para restauração florestal • Lacunas de conhecimento sobre métodos economicamente viáveis de restauro induzido • Falta de equipes técnicas governamentais 	
Intensificação da pecuária	<ul style="list-style-type: none"> • Lacunas de conhecimento sobre intensificação pecuária em diferentes biomas 	
Agricultura de baixo carbono	<ul style="list-style-type: none"> • Poucos tipos de inoculantes disponíveis no mercado • Necessidade de estudos sobre o potencial da FBN que contemplem diferentes culturas condições de clima e manejo do país 	
Floresta plantada	<ul style="list-style-type: none"> • Lacunas de conhecimento sobre técnicas de florestas plantadas de baixo impacto ambiental com suporte à biodiversidade 	
Sistemas integrados	<ul style="list-style-type: none"> • Pouco conhecimento sobre sinergias e desafios técnicos e econômicos das diferentes configurações 	
Energia na agropecuária	<ul style="list-style-type: none"> • Não existência de um motor de trator adaptado ao biodiesel B100 • Aviários pouco adaptados à realidade brasileira 	

5.5 SÍNTESE DOS SUBSÍDIOS À FORMULAÇÃO DE INSTRUMENTOS DE POLÍTICA PÚBLICA RELACIONADOS COM A ADOÇÃO DO CENÁRIO DE BAIXO CARBONO

Foi possível observar que as medidas requerem instrumentos de diferentes tipologias para sua implementação. Em particular, a redução do desmatamento requer instrumentos de comando e controle voltados principalmente para a implementação do Código Florestal e demais políticas fundiárias e de conservação ambiental, seguida de políticas de informação e econômicas necessárias para a melhoria do monitoramento e para a compensação do desmatamento legal (i.e. excedente florestal passível de autorização de supressão).

As medidas ligadas à intensificação da pecuária, agricultura de baixo carbono, floresta plantada, sistemas integrados e energia na agropecuária, na sua maioria, demandam instrumentos econômicos e de informação voltados principalmente para a oferta de crédito e capacitação técnica para sua implementação. Nota-se, assim, que grande parte das medidas compartilha os mesmos instrumentos de políticas públicas. Uma exceção é a medida de comando e controle ligada ao fortalecimento do Conselho Administrativo de Defesa Econômica e do Ministério da Fazenda de modo a garantir a defesa da concorrência em setores com altos níveis de concentração, como o de processamento e exportação de carne bovina.

A restauração florestal se destaca das demais medidas por necessitar em igual proporção de instrumentos de comando e controle, econômicos e de informação. Isso ocorre porque grande parte da restauração faz parte do Programa de Regularização Ambiental (PRA) do Código Florestal, que demanda ações de fiscalização. Ao mesmo tempo, tendo em vista os altos custos envolvidos na restauração florestal, serão necessários instrumentos econômicos que ofereçam incentivos para essa medida. Finalmente, são necessários também instrumentos de informação voltados para capacitação técnica, campanhas informativas e desenvolvimento de sistemas para monitorar o processo de restauração florestal.

A implementação dos instrumentos de política pública necessário para que as barreiras sejam superadas, demandará a articulação entre diversos atores governamentais e não governamentais, assim como alinhamento de objetivos das políticas públicas existentes. De modo a aprimorar os instrumentos institucionais, será necessário um maior alinhamento do governo federal com estados e municípios. Essa integração é particularmente urgente no caso do controle do desmatamento onde as atividades de comando e controle dos estados e do IBAMA ocorrem de forma independente e com replicação de esforços. Mais do que isso, faz-se necessário harmonizar objetivos das políticas econômica, energética e agrícola aos objetivos ambientais.

Os instrumentos econômicos também vão demandar a articulação entre estados, governo federal e instituições financeiras. Porém, tendo em vista a assimetria de informação presente no setor de Afolu, a implementação desses setores vai requerer maior envolvimento de instrumentos de informação construídos de modo colaborativo com associações representativas do setor e sociedade civil organizada.

O rompimento de barreiras tecnológicas também dependerá de uma aproximação entre MCTIC, universidades, centros de pesquisa e representantes do setor. A Embrapa e o Inpe fornecem um excelente modelo para esse tipo de integração, mas ainda existe espaço para melhorias e maior integração com universidades locais e órgãos de extensionismo rural.

Por fim, o Quadro 14 sintetiza os instrumentos de política pública propostos para facilitar a adoção das atividades de baixo carbono do setor de Afolu.

Quadro 14 – Conjunto de Soluções Propostas para a Superação das Barreiras das Medidas, Classificado por Tipo de Instrumento de Política Pública

Medidas	Instrumentos de política pública		
	Comando e controle	Econômico	Informação
Redução do desmatamento	Intensificação da fiscalização do Ibama e Oema	Regulamentação e adoção do CRA para pagamento por serviços ambientais Incentivo a atividades extrativistas e de manejo florestal sustentáveis	Promoção de certificações de cadeias sustentáveis Ações de educação ambiental Desenvolvimento de sistemas de monitoramento de desmatamento para detectar desmatamentos a partir de 1 ha Mapeamento do território em escala 1:10000 Capacitação sobre a legislação ambiental
	Implementação e operacionalização do CAR		
	Regulamentação sobre o uso do CAR e sensoriamento remoto para fiscalização eletrônica do desmatamento		
	Consolidação e criação de novas áreas protegidas		
	Vinculação de transferência de título do Incra com parâmetros ambientais		
	Reforma institucional e legal para ao julgamento e execução dos processos administrativos e criminais		
Vinculação entre o CAR, nota fiscal eletrônica e controle fitossanitário na pecuária			
Restauração florestal	Elaboração de Estratégia e Plano de Ação do Programa Mais Ambiente (federal) e dos PRA (estados)	Financiamento público à restauração florestal e doação de insumos para a restauração Investimentos em viveiros públicos e estabelecimento de parcerias público-privadas para produção de sementes e mudas Vinculação da restauração de RL e APP a benefícios comerciais e tributários	Ações de treinamento sobre técnicas de restauração florestal
			Campanhas informativas sobre linhas de crédito para a restauração florestal
			Desenvolvimento de sistemas de monitoramento para detectar evidência de restauração a partir de 10 m ²
			Elaboração de estudos para o desenvolvimento de tecnologias de indução da restauração florestal de menor custo

Medidas	Instrumentos de política pública		
	Comando e controle	Econômico	Informação
Intensificação da pecuária	Fortalecimento do Conselho Administrativo de Defesa Econômica e do Ministério da Fazenda para garantir a defesa da concorrência	Expansão das cooperativas de pecuaristas e agricultores Fomento à criação de polos regionais de intensificação da pecuária	Cursos de capacitação, para os produtores rurais, referentes a práticas contábeis e administrativas
Agricultura de baixo carbono		Integração entre políticas de intensificação e de conservação Incentivo à criação de empresas de base biotecnológica para produção de inoculantes Definição de uma política específica para o setor, criando, assim, ambiente estável para os produtores Criação de fundos de aval para permitir o acesso a crédito de produtores sem o título da terra Juros mais atrativos e com prazos de carência estendidos, principalmente para pequenos e médios produtores	Campanhas de educação alimentar Capacitação de técnicos para implementar as medidas de baixo carbono Expansão da atuação dos órgãos de extensionismo rural e na implantação de unidades experimentais e demonstrativas Integração de sistemas de informação governamentais e desburocratização do acesso ao crédito rural Criação de guias técnicos (opções técnicas, custos e benefícios) Desenvolvimento de novas tecnologias agropecuárias
Floresta plantada			
Sistemas integrados			
Energia na agropecuária		Política fiscal que equipare o biodiesel com o diesel de petróleo Incentivos econômicos à otimização da irrigação por meio de uma melhor precificação da água	Incentivos para o desenvolvimento de um motor para trator adaptado para o B100 de alto desempenho Desenvolvimento de aviários propícios para climas tropicais



Considerações
finais

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo teve como objetivo avaliar, a partir de uma trajetória referencial de emissões de GEE para o setor de Afolu (capítulo 4), a custo-efetividade de um conjunto de medidas adicionais em um cenário BC (capítulo 5). Ao final, foram descritos barreiras e cobenefícios das medidas, aspectos que devem ser considerados para a elaboração de subsídios à formulação de instrumentos de política pública com vistas a viabilizar a adoção do cenário BC pelo setor de Afolu.

Como já reportado, as medidas de baixo carbono têm o potencial de abater 5,3 bilhões de toneladas de CO₂e até 2050. A análise das barreiras para a implementação das medidas de mitigação revelou que 12% do potencial total de abatimento poderiam ser obtidos com custos de abatimento negativos. Isso indica que, independentemente dos objetivos climáticos dessas medidas, elas são do tipo *no regret*, não enfrentando, portanto, barreira predominantemente econômica para sua implementação. Assim, seria justificada a inclusão dessas medidas já em ações governamentais de curto prazo. Foi também observado que a taxa de desconto impacta, de modo substancial, o resultado econômico das demais medidas do setor que apresentam custo de abatimento. A uma taxa de desconto social de 8%, o agregado dessas medidas de Afolu e energia na agropecuária têm custo de abatimento negativo de US\$ 12,9 bilhões, ou, em outras palavras, significativa viabilidade econômica. Esse resultado indica a importância de aportes financeiros, por meio de instrumentos de crédito bancário, com mínimo risco associado a sua lucratividade.

As medidas que têm maior potencial de abatimento também são aquelas com maior custo. Ou seja, a intensificação da pecuária, com 47% do potencial de abatimento; a redução do desmatamento, com 32% do potencial; e a restauração florestal, com 8% do potencial de redução de emissões de GEE. Nota-se, porém, que, apesar de demandarem investimentos, essas medidas têm custos de abatimento muito baixos. A única exceção é a restauração florestal, que, além de potencial de abatimento menor, tem relação custo-efetividade desvantajosa, o que indica a existência de barreira econômica substancial para essa medida.

Considerando as barreiras de diferentes tipos e o potencial de mitigação acumulado, a intensificação da pecuária e a redução do desmatamento são as medidas que deveriam ser centrais aos planos governamentais de mitigação de médio e longo prazo. A mensuração do efeito da redução do desmatamento no cenário BC pressupõe a implementação integral das leis e políticas vigentes. Isso significa que há, no cenário REF não só a redução de 80% no desmatamento na Amazônia (que em parte já foi alcançado), mas também redução de 40% no Cerrado e o zero desmatamento líquido na Mata Atlântica por conta da implementação da Lei nº 11.428/2006.

Esses resultados são muito ambiciosos e certamente demandarão esforços adicionais do governo para serem alcançados (RAJÃO; SOARES-FILHO, 2015b). Porém, existem elementos que indicam ser possível não só alcançar esses objetivos, mas superá-los no contexto de um cenário BC. Para isso, é necessário criar novos mecanismos para o pagamento de serviços ambientais, além de expandir e consolidar as estratégias de comando e controle já vigentes, como o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia (PPCDAm). Outra vantagem dos mecanismos de pagamento por serviços ambientais é a possibilidade de aumentar a ambição das metas de redução pelo aporte de recursos adicionais. O investimento nessa medida é particularmente vantajoso, visto que, a um custo de abatimento de US\$ 1,24 por tCO₂e, a redução do desmatamento está entre as medidas de maior custo-efetividade para a mitigação das mudanças climáticas, sem mencionar os múltiplos benefícios da conservação da vegetação nativa. Sendo assim, apesar de haver uma barreira econômica para a implementação dessa medida, ela é vantajosa, visto a boa relação custo-benefício ambiental. Porém, o sucesso na redução do desmatamento dependerá da superação de uma série de barreiras não só econômicas, mas também político-institucionais, socioculturais e científico-tecnológicas com destaque para: a cultura de transgressão das leis ambientais; a ineficiência dos processos de responsabilização por crimes ambientais nas esferas administrativas e judiciais; a ausência de um quadro jurídico e de mecanismos em nível nacional para o pagamento de serviços ambientais; e a falta de dados de monitoramento do desmatamento em todo o território nacional.

A intensificação da pecuária tem o potencial de realizar 44% da redução de emissões no setor de Afolu. Nos cenários adotados, essa redução se dá pelo abatimento das emissões provenientes da fermentação entérica devido a um rebanho menor produzir a mesma quantidade de carne até 2050. Para compreender o resultado dessa medida, é importante analisar sua relação com os sistemas integrados. A alta rentabilidade e a baixa contribuição em termos de abatimento de GEE dos sistemas integrados são, em grande parte, justificadas pela transferência de cabeças de gado e emissões e receitas associadas a uma das etapas mais lucrativas da pecuária. Por esse motivo, os sistemas integrados apresentam um potencial de abatimento reduzido, enquanto a pecuária passa a ter custo marginal e potencial de abatimento substanciais em relação ao cenário REF.

Existem, porém, incertezas importantes ligadas à redução das emissões provenientes da intensificação da pecuária. É possível que, ao se intensificar a pecuária, haja diminuição no preço da carne para o consumidor final. Essa redução, por sua vez, pode levar a aumento da demanda e à expansão, em vez da diminuição do rebanho. Sendo assim, em um cenário já conhecido no campo econômico como o Paradoxo de Jevons, o aumento da eficiência da produção pode acabar por intensificar o consumo e, por sua vez, suas externalidades negativas em termos de emissões de GEE (RUDEL et al., 2009). Outro risco que ameaça a efetividade dessa medida é a existência de um mercado imperfeito,

em que poucos frigoríficos controlam grande parte da cadeia produtiva da pecuária. Essa situação pode levar a que os esforços governamentais para a intensificação da pecuária sejam diluídos por políticas empresariais de redução de custos ou de controle de preços. Além das barreiras econômicas aludidas, a implementação das medidas para intensificação da pecuária e redução do desmatamento está condicionada à superação de outros tipos de barreira. Dentre os diferentes obstáculos citados, destacam-se a falta de profissionalismo na gestão dos empreendimentos rurais, a persistência da pecuária extensiva como prática cultural e a dificuldade de acesso a crédito bancário ligado a programas governamentais.

Há também interações potenciais importantes entre a pecuária e a redução do desmatamento que colocam em risco o potencial dessas medidas. Como mencionado, o subsídio à intensificação da pecuária corre o risco de se tornar um incentivo perverso ao aumento de consumo de carne e à conversão de novas áreas. Além disso, a expansão da pecuária extensiva por meio do desmatamento de florestas nativas se dá não só para suprir a demanda por carne, mas também como meio de ocupação (muitas vezes ilegal) do território e consequente especulação fundiária. Nesse contexto, a realização de investimentos públicos substanciais para a intensificação da pecuária pode gerar aumento do preço das terras, que, por sua vez, cria incentivo perverso para aumento do desmatamento. Dessa forma, a redução das emissões da pecuária pode ser compensada ou até mesmo superada pela perda florestal em regiões de fronteira.

Nesse contexto, é importante implementar medidas ligadas à pecuária e à redução do desmatamento de modo coordenado e integrado. Essa integração sinalizará para os agentes do mercado que as medidas de mitigação no setor de Afolu fazem parte de uma estratégia mais ampla de desenvolvimento de baixo carbono. A interação entre pecuária, sistemas integrados e desmatamento indica que, para compreender o resultado ambiental e econômico das diferentes medidas, é necessário partir de uma visão sistêmica do setor. Em termos de política pública, esse resultado mostra que, caso as medidas sejam implementadas de forma parcial, podem acarretar efeitos insatisfatórios ou deletérios no tocante à redução das emissões de GEE.

No contexto deste estudo, foi proposta a criação de instrumentos de comando e controle, econômicos e de informação voltados para a implementação das medidas de mitigação apontadas acima. A implementação e operacionalização do CAR para realizar autos de infração via sensoriamento remoto deveria ser o mecanismo de comando e controle prioritário no curto prazo. Além dos custos mais baixo quando comparado com as ações de campo, neste estudo, foi estimado que 35% do desmatamento ilegal no bioma Amazônia ocorre no CAR. Sendo assim, maior controle dessas áreas poderia gerar resultados importantes de redução do desmatamento. Entre os mecanismos econômicos, deveriam ser prioritários a expansão e o maior acesso a linhas de crédito agrícola vinculadas a resultados ambientais. O Plano ABC é um ponto de partida relevante para isso, porém seria importante realizar aprimoramentos desse instrumento a partir de avaliações criteriosas de seu efetivo impacto ambiental. Para a redução do desmatamento, seria necessário também regularizar o CRA para garantir um maior benefício ambiental do mercado de compensação e expandir a cota para o pagamento de serviços ambientais. Finalmente, dentre os instrumentos de informação, se destacam ações educacionais, de profissionalização da agropecuária e investimentos na melhoria da capacidade de monitoramento da restauração florestal e mapeamento do território em escala de pelo menos 1:10.000.

Uma limitação importante desse estudo é considerar, no cenário referencial, a plena implementação de todas as políticas em curso no país. Uma análise preliminar realizada pela equipe da UFMG indica que as metas de recuperação de pastagem e de implementação de sistemas integrados têm ocorrido em ritmo satisfatório. Ao mesmo tempo, a expansão das florestas plantadas teve aumento substancial nos últimos anos, mas com a queda da demanda principalmente do setor siderúrgico a expansão do setor pode ser comprometida. Sendo assim, a expansão das florestas plantadas de 7,7 Mha para 12 Mha no cenário REF até 2050 poderá não ocorrer. Porém, as maiores incertezas do cenário REF se encontram na redução do desmatamento e na restauração de vegetação nativa. O PNMC tem como meta para 2020 a redução de 80% na redução de desmatamento na Amazônia e 40% no Cerrado, com relação à média de 1996-2005 e 1999-2007, respectivamente. O desmatamento na Amazônia se aproximou da meta entre 2005 e 2012, porém, desde então, houve um distanciamento desse resultado, sendo que a taxa de desmatamento do Prodes de 2016 foi duas vezes maior do que a meta estabelecida. No Cerrado, a ausência de dados oficiais não permite ao estudo fazer inferências sobre a distância entre a situação atual e as metas inseridas no cenário REF.

A situação da restauração florestal é ainda mais crítica, visto que está intimamente ligada ao processo de implementação do Programa de Regularização Ambiental previsto pelo novo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012). Em particular, a restauração de 16 Mha até 2050 no cenário REF, necessária para a regularização de todo o passivo ambiental do Código Florestal, só deverá ocorrer a partir do momento em que o custo da ilegalidade do produtor individual for maior que o custo de oportunidade ligado à perda da área produtiva restaurada (AZEVEDO; RAJÃO et al., no prelo).

Por fim, outra limitação deste estudo resulta das projeções econômicas consideradas na construção dos cenários. Para tratar essa questão, tendo em vista a transversalidade e a relevância das variáveis macroeconômicas para os cenários setoriais de emissões, no âmbito da modelagem integrada, que é reportada no Componente 2 do projeto, será considerada uma segunda visão de crescimento setorial do PIB, que considera efeitos do recente contexto econômico nacional.



Referências

REFERÊNCIAS

AGUIAR, A. P. D. et al. Emissões no setor uso da terra, mudança do uso da terra e florestas. In: *Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa*. Brasília: MCTI, 2015.

ALMEIDA, R. L. S. *Níveis de água e nitrogênio na cultura do cacau no semiárido baiano*. 2012. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

ALVES, B. J. R. Emissões de óxido nitroso de solos agrícolas e de manejo de dejetos. In: *Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa*. Brasília: Embrapa/MCTI, 2015. 97p.

ALVES, B. J. R. et al. Fixação biológica de nitrogênio e fertilizantes nitrogenados no balanço de nitrogênio em soja, milho e algodão. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 41, n. 3, p. 449-456, 2006.

ANDERSON, K.; GASTON, K. J. Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 11, n. 3, p. 138-146, 2013.

ANDRADE, C. D. L. T. *Seleção do sistema de irrigação*. Circular Técnica 14. Sete Lagoas, MG: Embrapa Milho e Sorgo, 2011. 18p. Disponível em: <http://docsagencia.cnptia.embrapa.br/milho/circular_14-selecao_do_sistema_de_irrigacao.pdf>. Acesso em: 25 jul. 2016.

ANDRADE, E. M. *Utilidade das florestas*. São Paulo: Secretaria da Agricultura, Comércio e Obras Públicas do Estado de São Paulo, 1912. 103p.

AQUINO, L. A.; BERGER, P. G. Produtividade do algodoeiro irrigado por aspersão ou gotejamento. In: Congresso Brasileiro de Algodão & I Cotton Expo, 8, 2011, São Paulo. *Anais...* São Paulo, 2011, p. 1803-1809.

ARAÚJO, J. A. B. et al. Avaliação de um sistema de irrigação por aspersão com aplicação do inversor de frequência. In: Proceedings of the 5th Encontro de Energia no Meio Rural, 2004, Campinas. *Anais eletrônicos...* Disponível em: <http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=MSC0000000022004000100024&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 5 jan. 2016.

ARIMA, E. Y. et al. Public policies can reduce tropical deforestation: lessons and challenges from Brazil. *Land Use Policy*, v. 41, n. 1, p. 465-473, 2014. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S026483771400146X>>. Acesso em: 1 fev. 2016.

ASSAD, E. D. et al. Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey. *Biogeosciences Discussions*, v. 10, n. 10, p. 5499-5533, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EDUCAÇÃO AGRÍCOLA SUPERIOR – ABEAS (Brasil). *Módulo 1 Histórico, características e benefícios do plantio direto*. Brasília: Universidade de Brasília, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2005. 113p. Disponível em: <<http://www.abeas.com.br/downloads/plantiodiretomod1.pdf>>. Acesso em: 5 maio 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS – ABRAF (Brasil). *Anuário estatístico 2012: ano-base 2011*. Brasília: ABRAF, 2012. 145p. Disponível em: <<http://www.ipef.br/estatisticas/relatorios/anuario-ABRAF12-BR.pdf>>. Acesso em: 5 maio 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS PRODUTORES DE CALCÁRIO AGRÍCOLA – ABRACAL (Brasil). *Consumo aparente por estado de calcário agrícola – período 1992/2013*. 2014. 1p. Disponível em: <http://abracal.org.br/arquivos/documentos/calcario_agricola_brasil_consumo_aparente_1992_a_2013.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2016.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS PRODUTORES E IMPORTADORES DE INOCULANTES – ANPII (Brasil). *Fixação biológica de nitrogênio – FBN leguminosas e gramíneas*. Campinas: ANPII, 2013. Disponível em: <<http://www.anpii.org.br/site/conteudo/pagina/1,9+Cursos-e-Apresentacoes.html>>. Acesso em: 5 fev. 2016.

ASSUNÇÃO, J.; GANDOUR, C.; ROCHA, R. *DETERring deforestation in the Brazilian Amazon: environmental monitoring and law enforcement*. Climate Policy Initiative, Rio de Janeiro, maio de 2013.

AZEVEDO, A. et al. *Cadastro Ambiental Rural e sua influência na dinâmica do desmatamento na Amazônia Legal*. Amazônia em Pauta, 2014. 16p. Disponível em: <http://www.observatorioflorestal.org.br/sites/default/files/amazonia_em_pauta_3_cadastro_ambiental_r.pdf>. Acesso em: 23 ago. 2016.

_____. *Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation*, *Proceedings of the National Academy of Science*. No prelo.

BAKER, E.; CLARKE, L.; SHITTU, E. Technical change and the marginal cost of abatement. *Energy Economics*, v. 30, n. 6, p. 2799-2816, 2008.

BALBINO, L. C. et al. Evolução tecnológica e arranjos produtivos de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 46, n. 10, p. i-xii, 2011.

BALMFORD, A.; GREEN, R.; SCHARLEMANN, J. P. W. Sparing land for nature: exploring the potential impact of changes in agricultural yield on the area needed for crop production. *Global Change Biology*, v. 11, n. 10, p. 1594-1605, 2005.

BÁRBARO, I. V.; BRANCALIÃO, S. R.; TICELLI, M. É possível a fixação biológica de nitrogênio no milho? *Pesquisa & Tecnologia*, v. 5, n. 1, 2008.

BARBOSA, F. A. et al. *Cenários para a pecuária de corte amazônica*. Belo Horizonte: CSR/UFMG, 2015. 146p.

BARBOSA, F. A.; SOUZA, R. C. *Administração de fazendas de bovinos – leite e corte*. Viçosa: Aprenda Fácil, 2007. 342p.

BARBOSA, J. Z.; CONSALTER, R.; VARGAS MOTTA, A. C. Fixação biológica de nitrogênio em *Poaceae*. *Evidência*, v. 12, n. 1, p. 7-18, 2012.

BARIONI, L. G. et al. A baseline projection of methane emissions by the brazilian beef sector: preliminary results. In: GREENHOUSE GASES AND ANIMAL AGRICULTURE CONFERENCE. Christchurch, New Zealand, 2007, p. 32-33.

BARRETTO, A. G. et al. Agricultural intensification in Brazil and its effects on land use patterns: an analysis of the 1975–2006 period. *Global change biology*, v. 19, n. 6, p. 1804-1815, 2013.

BATTLE-BAYER, L.; BATJES, N. H.; BINDRABAN, P. S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. n. 1-2, 137, p. 47-58, 2010.

BAYER, C. et al. Anticipated tillage reduces yield-scaled greenhouse gas emission from flood irrigated rice crop in rice-ryegrass system in a Humid Subtropical climate. *Agriculture, Agroecosystem & Environment*. No prelo.

_____. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. *Soil & Tillage Research*, v. 86, n. 2, p. 237-245, 2006.

BELL, R. A. O. *Demanda de lenha para secagem de grãos no Estado do Paraná*. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012. Disponível em: <<http://dspace.c3sl.ufpr.br:8080/dspace/handle/1884/34585>>. Acessado: 23 ago. 2016.

BERGAMASCHI, H. et al. Déficit hídrico e produtividade na cultura do milho. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 41, n. 2, p. 243-249, 2006.

BERGER, R.; GARLIPP, R. C. D. *Custo-preço: uma alternativa financeira na avaliação da produção florestal*. Circular técnica 141. Piracicaba: IPEF, 1982.

BERNDT, A. et al. Emissões de metano por fermentação entérica e manejo de dejetos animais. In: *Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa*. Brasília: Embrapa/MCT, 2015. 145p.

BERNOUX, M. et al. CO₂ emission from mineral soils following land-cover change in Brazil. *Global Change Biology*, v. 7, n. 7, p. 779-787, 2001.

BEZERRA, M. V. C. et al. Determinação do coeficiente de cultivo e da evapotranspiração real do algodão irrigado utilizando imagens de satélite. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 14, 2009, Natal. *Anais...* Natal, , p. 99-104, 2009.

BODDEY, R. M. et al. Estoques de carbono nos solos do Brasil: Quantidade e mecanismos de acúmulo e preservação. In: LIMA M. A. et al. (Edits.). *Estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira*. Brasília: Embrapa, 2012. 347p.

BONA, J. *Estudo de diferentes tecnologias, métodos e processos para eficientização energética de sistemas de iluminação de aviários*. 2010. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento de Tecnologia) – Instituto de Tecnologia para Desenvolvimento e Instituto de Engenharia do Paraná, Curitiba, 2010. Disponível em: <<http://sistemas.institutoslactec.org.br/mestrado/dissertacoes/arquivos/JoseDeBona.pdf>>. Acesso em: 28 jun. 2016.

BONHAM-CARTER, G. F. *Geographic Information Systems for geoscientists: modelling with GIS*. Kidlington, UK: Elsevier Science Ltd, 1994. 398p.

BÖRNER, J.; MARINHO, M.; WUNDER, S. Mixing carrots and sticks to conserve forests in the Brazilian Amazon: a spatial probabilistic modeling approach. *PloS One*, v. 10, n. 2, p. 1-20, 2015.

BOWMAN, M. S. et al. Persistence of cattle ranching in the Brazilian Amazon: A spatial analysis of the rationale for beef production. *Land Use Policy*, v. 29, p. 558-568, 2012.

BRANCALION, P. H. S. et al. Cultural ecosystem services and popular perceptions of the benefits of an ecological restoration project in the Brazilian Atlantic Forest. *Restoration Ecology*, 2(1): 65-71, 2013b.

BRANCALION, P. H. S.; LIMA, L. R.; RODRIGUES, R. R. Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais. In: PERES, C. A. et al. (Orgs.). *Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil*. Curitiba: Editora da UFPR, 2013a.

BRASIL. Agência Nacional de Águas – ANA. *Base de dados HidroWeb: Sistema de Informações Hidrológicas*. 2015. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em: 11 nov. 2015.

_____. *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013*. Brasília: ANA, 2013. 425p.

BRASIL. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis – ANP. *Anuário estatístico brasileiro do petróleo, gás natural e biocombustíveis 2011*. Rio de Janeiro: ANP, 2012. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/?dw=57887>>. Acesso em: 25 nov. 2015.

_____. *Boletim Mensal do Biodiesel* – Maio de 2015. Rio de Janeiro: ANP, 2015. Disponível em: <<http://anp.gov.br/?id=472>>. Acesso em: 4 dez. 2015.

BRASIL. Banco do Brasil – BB. *Pronaf Florestal*. 2015. Disponível em: <<http://www.bb.com.br/portal-bb/page100,8623,500557,0,0,1,1.bb?codigoNoticia=335&codigoMenu=18682>>. Acesso em: 1 dez. 2016.

BRASIL. Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social – BNDES. *Programa para Redução da Emissão de Gases de Efeito Estufa na Agricultura – Programa ABC*. 2015. Disponível em: <<http://www.bndes.gov.br/apoio/abc.html>>. Acesso: 5 maio 2016.

BRASIL. Companhia Nacional de Abastecimento – CONAB. *Custos de produção agrícola: a metodologia da Conab*. Brasília, 2010. 60p. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br/conabweb/download/safra/custos.pdf>>. Acesso em: 5 maio 2016.

_____. *Custos de produção*. Brasília: Conab, 2015b. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1546&t=2>>. Acesso em: 3 out. 2015.

_____. *Preços dos insumos agropecuários*. Brasília: Conab, 2015a. Disponível em: <<http://consultaweb.conab.gov.br/consultas/consultaInsumo.do?method=acaoCarregarConsulta>>. Acesso em: 3 out. 2015.

BRASIL. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. *Fixação biológica de nitrogênio*. Brasília: 2015. Disponível em: <www.embrapa.br/en/tema-fixacao-biologica-de-nitrogenio/nota-tecnica>. Acesso em: 18 jul. 2016.

_____. *Recomendações da Comissão Centro-Sul Brasileira de Pesquisa de Trigo para Mato Grosso do Sul*. Dourados, MS: Embrapa Agropecuária Oeste, 2012. Disponível em: <<http://www.cpa.embrapa.br/publicacoes/sistemaproducao/trigo/apresentacao.html>>. Acesso em: 12 fev. 2016.

BRASIL. Empresa de Pesquisa Energética – EPE. *Balanço Energético Nacional 2013*. Rio de Janeiro: EPE, 2013. 288p. Disponível em: <https://ben.epe.gov.br/downloads/Relatorio_Final_BEN_2013.pdf>. Acesso em: 19 set. 2016.

_____. *Cenário econômico 2050*. Rio de Janeiro: EPE, 2014b. 125p. Disponível em: <[http://www.epe.gov.br/Estudos/Documents/PNE2050_Premissas%20econ%C3%B4micas%20de%20longo%20prazo%20v2%20\(31032015\).pdf](http://www.epe.gov.br/Estudos/Documents/PNE2050_Premissas%20econ%C3%B4micas%20de%20longo%20prazo%20v2%20(31032015).pdf)>. Acesso em: 30 abr. 2016.

_____. *Série Estudos da Demanda de Energia. Nota Técnica DEA 13/14. Demanda de Energia 2050*. Rio de Janeiro: EPE, 2014a. 232p. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br/Estudos/Documents/DEA%201314%20Demanda%20de%20Energia%202050.pdf>>. Acesso em: 1 dez. 2016.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. *Censo Agropecuário 2005-2006*. 2006. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em: 12 dez. 2015.

_____. *Censo Agropecuário 2006*. 2007. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pesquisas/ca/default.asp?o=2&i=P>>. Acesso: 5 dez. 2015.

_____. *Produção Agrícola Municipal – PAM*. 2011. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em: 5 jan. 2016.

_____. *Produção Agrícola Municipal – PAM*. 2012. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em: 5 jan. 2016.

_____. *Produção Agrícola Municipal: culturas temporárias e permanentes*. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pam/2013/default.shtm>>. Acesso em: 10 jan. 2016.

_____. *Produção da Pecuária Municipal*. 2013. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pam/2013/default.shtm>>. Acesso em: 15 dez. 2015.

_____. *Produção da extração vegetal e da silvicultura*. 2013. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pevs/2013/>>. Acesso em: 1 dez. 2015.

BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. *Projeto de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite – PMDBBS*. Centro de Sensoriamento Remoto – CSR/IBAMA, 2012. Disponível em: <http://siscom.ibama.gov.br/monitora_biomass/>. Acesso em: 21 mar. 2016.

BRASIL. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. *Dados Projeto TerraClass*. 2014. Disponível em: <http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/terraclass2010.php>. Acesso em: 1 dez. 2015.

_____. *Projeto PRODES: Monitoramento da floresta amazônica por satélite*. INPE, 2012. Relatório. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html>>. Acesso em: 27 fev. 2016.

BRASIL. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima – PNMC e dá outras providências. *Diário da União* de 30/12/2009, Edição Extra.

BRASIL. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento – MAPA. *Comércio exterior da agropecuária brasileira: Principais produtos e mercados*. 2012a. 128p. Disponível em: <<http://www.investexportbrasil.gov.br/sites/default/files/publicacoes/estudos/PUBEstudosComExtMAPAP2012.pdf>>. Acesso: 5 maio 2016.

_____. *Plano Setorial de Mitigação e Adaptação às Mudanças Climáticas para Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura: Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono)*. Brasília: MAPA/ACS, 1. ed, 2012b. 173p. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/desenvolvimento-sustentavel/plano-abc>>. Acesso: 5 dez. 2015.

_____. *Projeções do agronegócio: Brasil 2013/2014 a 2023/2024*. Projeções de longo prazo. Brasília, DF: AGE/Mapa, 2014. 100p. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/politica-agricola/todas-publicacoes-de-politica-agricola/projecoes-do-agronegocio/projecoes-do-agronegocio-brasil-2013-2014-a-2023-2024.pdf/view>>. Acesso em: 12 dez. 2015.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação – MCTI. *Base de dados Fatores de Emissão de GEE do Sistema Elétrico Brasileiro*. Brasília: MCTI, 2015. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/74689.html>>. Acesso em: 10 fev. 2016.

_____. *Base de dados do Fator Médio Mensal do Sistema Nacional Interconectado*. 2016. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/321144.html>>. Acesso em: 2 fev. 2016.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional – MIN. *Distribuição da área irrigada nos municípios brasileiros*. Secretaria Nacional de Irrigação. Brasil, 2012. Escala 1:7000000. Disponível em: <<http://www.integracao.gov.br/web/guest/publicacoes-senir>>. Acesso em: 2 fev. 2016.

_____. *Organização, descrição, análise e interpretação de dados sobre a agricultura irrigada no Brasil*. Brasília: MIN, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. *Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa*. 2014. 79p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80049/Planaveg/PLANAVEG_20-11-14.pdf>. Acesso em: 5 dez. 2015.

_____. *Projeto de Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite (PMDDBS)*. 2012. Disponível em: <http://siscom.ibama.gov.br/monitora_biomass/>. Acesso em: 5 abr. 2016.

BRASIL. *Plano Nacional sobre Mudança do Clima*. Brasília: Governo Federal, Comitê Interministerial sobre Mudança do Clima, 2008. 132p.

BRASIL. Secretaria de Assuntos Estratégicos – SAE. *Estudo de oportunidades de negócios florestais papel e celulose, painéis de madeira, madeira serrada*. São Paulo: SAE, 2010. 257p. Disponível em: <<http://www.sae.gov.br/site/wp-content/uploads/3-Papel-e-Cel>>. Acesso em: 25 jan. 2016.

BRASIL. *Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima*. Brasília: MCTI, 2015. 150p.

BRIENEN, R. J. et al. Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature*, v. 519, p. 344-348, 2015.

BRITO, B.; BARRETO, P. A eficácia da aplicação da lei de crimes ambientais pelo Ibama para proteção de florestas no Pará. *Revista de Direito Ambiental*, v. 43, p. 35-65, 2006.

BRITO, M. M. P.; MURAOKA, T.; SILVA, E. C. Contribuição da fixação biológica de nitrogênio, fertilizante nitrogenado e nitrogênio do solo no desenvolvimento de feijão e caupi. *Bragantia*, Campinas, v. 70, p. 206-215, 2011.

BUDDLE, B. M. et al. Strategies to reduce methane emissions from farmed ruminants grazing on pasture. *The Veterinary Journal*, v.188, n. 1, p. 11-17, 2001.

BUENO, L.; ROSSI, L. A. Comparação entre tecnologias de climatização para criação de frangos quanto a energia, ambiência e produtividade. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 10, n. 19, p. 497-504, 2006.

CALDAS, E. O. L. *Análise econômica da produção industrial de frangos de corte: estudo sob a ótica do produtor integrado*. 2014. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/handle/1843/BUOS-9MYL4Q>>. Acesso em: 22 set. 2016.

CALEGARI, A.; COSTA, A. Sistemas conservacionistas de uso do solo. In: PRADO, R. B.; ANDRADE, A. G.; TURETTA, A. P. D. (eds.). *Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. Disponível em: <<http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/859117>>. Acesso em: 25 maio 2016.

CAMPANA, S. et al. Inversores de frequência – uma alternativa para racionalização do uso da energia elétrica em sistemas de irrigação pivô central. In: Encontro de energia no meio rural, 3, 2000. Campinas. *Anais eletrônicos...* Disponível em: <http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=MSC0000000022000000200029&lng=en&nrm=abn>. Acesso em: 1 dez. 2015.

CAMPELLO, E. F. C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (Eds.). *Recuperação de áreas degradadas*. Viçosa: UFV, Departamento de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998, p.183-202.

CAMPOS, A. R. *Modelagem territorial de cenário da expansão das plantações de eucalipto no Brasil*. 2013. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

CAMPOS, A. T.; MELO, E. C.; SILVA, J. S. Análise energética de secador de grãos a lenha. In: Anais do Encontro de Energia no Meio Rural, 5, 2004, Campinas. *Anais eletrônicos...* Disponível em: <http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=MSC0000000022004000100014&lng=pt&nrm=iso>. Acesso em: 10 jan. 2016.

CANADELL, J. G. et al. Saturation of the terrestrial carbon sink. In: CANADELL, J. G.; PATAKI, D. E.; PITELKA, L. F. (Org.). *Terrestrial ecosystems in a changing world*. Berlin: Springer, 2007, p. 59-78.

CANTO, J. L. et al. Colheita e transporte florestal em propriedades rurais fomentadas no estado do Espírito Santo. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 30, n. 6, p. 989-998, 2006.

CARDOSO, A. S. *Avaliação das emissões de gases de efeito estufa em diferentes cenários de intensificação de uso das pastagens no Brasil central*. 2012. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

CARDOSO, F. H.; MOREIRA, M. M. *Cultura das Transgressões no Brasil: lições da história*. São Paulo: Saraiva, 2008. 110p.

CARE BRASIL. *Manual técnico para manejo do cacau em áreas de agricultura familiar*. 2013, 92p. Disponível em: <<http://www.care.org.br/wp-content/uploads/2010/08/MANUAL-TECNICO-PROJETO-CACUA-09.2013-FINAL.pdf>>. Acesso em: 5 nov. 2016.

CARRAMASCHI, E. C.; NETO, O. M. C.; NOGUEIRA, J. M. O preço da água para irrigação: Um estudo comparativo de dois métodos de valoração econômica – Contingente e dose-resposta. *Cadernos de Ciência e Tecnologia*, Brasília, v. 17, n. 3, p. 59-81, 2000.

CARVALHO, I. R. et al. Demanda hídrica das culturas de interesse agrônomo. *Enciclopédia Biosfera*, Goiânia, v. 9, n. 17, p. 969-985, 2013.

CARVALHO, J. L. N. et al. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. *Soil & Tillage Research*, v. 110, n. 1, p. 175-186, 2010.

CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS – CGEE/MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO, INDÚSTRIA E COMÉRCIO – MDIC. *Levantamento dos níveis de produção de aço e ferro-gusa, cenário 2020*. Subsídios 2014 ao Plano Siderurgia do MDIC: Modernização da produção de Carvão Vegetal. Brasília: CGEE/MDIC, 2014. 63p.

CERRI, C. E. P. et al. Sequestro de carbono em áreas de pastagens. In: Simpósio sobre manejo estratégico da pastagem, 2006, Viçosa. *Anais...* Viçosa: UFV, 2006, p.73-80.

COLE, J. R. & MCCOSKEY, S. Does global meat consumption follow an environmental Kuznets curve?. *Sustainability: Science, Practice, & Policy*, v. 9, n. 2, 2013.

CONCEIÇÃO, P. C.; DIECKOW, J.; BAYER, C. Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. *Soil & Tillage Research*, v. 129, p. 40-47, 2013.

CONDE, A. P. *Desempenho de motor ciclo diesel alimentado com biodiesel de óleo de soja e oliva*. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.

CORDEIRO, Z. J. M. *Sistema de produção de banana para o Estado do Pará*. Brasília: Embrapa, 2015. Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Banana/BananaPara/adubacao.htm>>. Acesso em: 13 abr. 2016.

COSTA, D. R. et al. Análise de custo de sistemas de secagem de milho em secadores mecânicos. *Engenharia na Agricultura*, Viçosa, v. 18, n. 1, p. 63-76, 2010.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, v. 1, n. 25, p. 3-15, 1998.

CRUZ, J. C. *Cultivo do milho*. Embrapa Milho e Sogro, 2011. Disponível em: <http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/milho_7_ed/index.htm>. Acesso em: 29 jun. 2016.

CURY, R.; CARVALHO, O. *Manual para restauro florestal: Florestas de transição*. Canarana: IPAM, 2011.

DANTAS NETO, J. et al. Resposta da cana-de-açúcar, primeira soca, a níveis de irrigação e adubação de cobertura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 10, n. 83, p. 283-288, 2006.

DAVIDSON, E. A. et al. The Amazon basin in transition. *Nature*, v. 481, p. 321-8, 2012.

DIAS-FILHO, M. B. *Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação*. 4. ed. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2011. Disponível em: <http://www.diasfilho.com.br/Livro/Degrad_Past_4a_ed_Moacyr_Dias-Filho.pdf>. Acesso em: 28 ago. 2016.

_____. *Diagnóstico das pastagens no Brasil*. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2014. 36p.

_____. *Estratégias de recuperação de pastagens degradadas na Amazônia brasileira*. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2015. Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br>>. Acesso em: 13 maio 2016.

DOBEREINER, J. et al. *Limitations and potentials for biological nitrogen fixation in the tropics*. Berlin: Springer Science & Business Media, 2013.

DOLIVEIRA, C. F. D. *Levantamentos do custo de produção da avicultura e suas repercussões*. Brasília: Federação da Agricultura do Estado do Paraná, 2012. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/camaras_setoriais/Aves_e_suinis/19RO/App_Custos_Aves.pdf>. Acesso em: 31 fev. 2016.

DUBOC, E. et al. *Panorama atual da produção de carvão vegetal no Brasil e no Cerrado*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2007. 37p.

FARIA, C. M. A. *Integração lavoura, pecuária e floresta como alternativa para recuperação de pastagens degradadas na região de Bambuí-MG*. 2013. Tese (Doutorado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013. Disponível em: <<http://alexandria.cpd.ufv.br:8000/teses/fitotecnia/2013/251147f.pdf>>. Acesso em: 7 ago. 2016.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation control in Mato Grosso: a new model for slowing the loss of Brazil's Amazon forest. *Ambio*, v. 32, n. 5, p. 343-345, 2003.

_____. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecological Economics*, v. 20, n. 1, p. 53-70, 1997.

_____. Plantation forestry in Brazil: projections to 2050. *Biomass and Bioenergy*, n. 6, p. 437-450, 1998.

FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO NA PALHA – FEBRAPD (Brasil). *Evolução da área cultivada no sistema de plantio direto na palha - Brasil*. Foz do Iguaçu, Paraná: FEBRAPD, 2012. Disponível em: <<http://febrapdp.org.br/>>. Acesso em: 13 dez. 2016.

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO – FIESP. *Outlook Fiesp 2024: Projeções para o agronegócio brasileiro*. São Paulo: Fiesp, 2014. 100p.

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO – FIESP/INSTITUTO DE ESTUDOS DO COMÉRCIO E NEGOCIAÇÕES INTERNACIONAIS – ICONA. *Outlook Brasil 2022 – Projeções para o agronegócio*. São Paulo: Fiesp/Icona, 2012. 132p. Disponível em: <<http://www.fiesp.com.br/publicacoes-agronegocio/tendencias-do-agronegocio-em-2022/>>. Acesso em: 3 mar. 2016.

FIALHO, J. F.; VIEIRA, E. A. Manejo do solo no cultivo de mandioca. In: *Mandioca no Cerrado: orientações técnicas*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2011. 208p.

FIORI, M. F.; FIORI, L. E.; NENEVÉ, M. Colonização agrícola de Rondônia e (não) obrigatoriedade de desmatamento como garantia de posse sobre a propriedade rural. *Novos cadernos NAEA*, v. 16, n. 1, p. 9-22, 2013.

FNP AGRIANUAL. *Anuário da Agricultura Brasileira de 2012*. São Paulo: FNP Consultoria e Agroinformativos, 2013, 520 p.

_____. *Anuário da Agricultura Brasileira de 2013*. São Paulo: FNP Consultoria e Agroinformativos, 2014, 546p.

FNP CONSULTORIA & COMÉRCIO. *A evolução da pecuária de corte brasileira*. Anualpec – Anuário da pecuária brasileira. São Paulo: FNP Consultoria e Agroinformativos, 2012. Disponível em: <<http://www.informaecon-fnp.com>>. Acesso em: 23 ago. 2016.

_____. *Anualpec*, Anuário da Pecuária Brasileira. São Paulo: FNP Consultoria e Agroinformativos, 2013.

_____. *Anualpec*, Anuário da Pecuária Brasileira. São Paulo: FNP Consultoria e Agroinformativos, 2014.

FONTES, C. A. A. et al. Níveis de metano e perdas energéticas em bovinos de corte, suplementados ou não, em pastagem de capim mombaça (*Panicum maximum* cv. Mombaça). In: Anais da Reunião anual da sociedade brasileira de zootecnia, 49, 2012, Brasília. *Anais eletrônicos...* Disponível em: <<http://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b=ad&id=951869&biblioteca=vazio&busca=951869&-qFacets=951869&sort=&paginacao=t&paginaAtual=1>>. Acesso em: 5 abr. 2016.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. *Livestock's long shadow: environmental issues and options*. Roma: FAO, 2006.

_____. *Planted forest in sustainable forest management: A statement of principles*. Roma: FAO, 2010.

FRANÇA NETO, J. B. et al. *Tecnologia da produção de semente de soja de alta qualidade – Série Sementes*. Londrina, PR: Embrapa Soja, 2007. Disponível em: <<http://www.cnpso.embrapa.br/download/cirtec/circtec40.pdf>>. Acesso em: 26 set. 2016.

FRANCO, C. M. et al. Manutenção de cafezal com adubação exclusivamente mineral. *Bragantia*, São Paulo, v. 19, n. 33, p. 523-546, 1960.

FRY, B. P. Community forest monitoring in REDD+: the 'M' in MRV? *Environmental Science & Policy*, v. 14, n. 2, p. 181-187, 2011.

FURLANI, C. E. A. et al. Desempenho operacional de uma semeadora-adubadora de precisão, em função do preparo do solo e do manejo da cobertura de inverno. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 24, n. 2, p. 388-395, 2004.

GATTI, L. V. et al. Drought sensitivity of Amazonian carbon balance revealed by atmospheric measurements. *Nature*, v. 506, p. 76-80, 2014.

GIBBS, H. K. et al. Brazil's Soy Moratorium. *Science*, v. 347, n. 6220, p. 377-378, 2015b.

_____. Did Ranchers and Slaughterhouses Respond to Zero-Deforestation Agreements in the Brazilian Amazon? *Conservation Letters*, v. 9, n. 1, p. 32-42, 2015a.

GONÇALVES, S. L.; FRANCHINI, J. C. *Integração lavoura pecuária*. Londrina, Brasil: Embrapa Soja, 2007.

GOODACRE, C. M. et al. A statistical analysis of spatial association of seismicity with drainage patterns and magnetic anomalies in western Quebec. *Tectonophysics*, v. 217, n. 3-4, p. 205-305, 1993.

GOUVELLO, C.; SOARES-FILHO, B. S.; NASSAR, A. *Estudo de baixo carbono para o Brasil: uso da terra, mudanças do uso da terra e florestas*. Washington: The World Bank, 2010. 292p.

GUEDES, I. C. L. et al. Economic analysis of replacement regeneration and coppice regeneration in eucalyptus stands under risk conditions. *Cerne*, Lavras, v. 17, n. 3, p. 393-401, 2011.

HADDAD et al. Projeções de agregados macrosetoriais para 2050. In: *Projeto Opções de Mitigação de Emissões de GEE em Setores-Chave do Brasil*. São Paulo: Fipe/USP, 2015.

HALL, A. Paying for environmental services: the case of Brazilian Amazonia. *Journal of International Development*, v. 20, n. 7, p. 965-981, 2008.

HANSEN, M. C. et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, v. 342, n. 6160, p. 850-853, 2013.

HARDOIM, P. C.; GONÇALVES, A. D. Avaliação do potencial do emprego do biogás nos equipamentos utilizados em sistemas de produção de leite. In: *Anais do Encontro Energ. Meio Rural*, 3, 2003, Lavras. *Anais eletrônicos...* Disponível em: <http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?pid=MSC000000022000000100053&script=sci_arttext>. Acesso em: 5 maio 2016.

HARGRAVE, J.; KIS-KATOS, K. Economic causes of deforestation in the Brazilian Amazon: a panel data analysis for the 2000s. *Environmental and Resource Economics*, v. 54, n. 4, p. 471-494, 2013.

HIJMANS, R. J. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, v. 25, n. 15, p. 965-1978, 2005.

HOOKE, S. E.; WRIGHT, A. D.; MCBRIDE, B. W. Methanogens: methane producers of the rumen and mitigation strategies. *Archaea*, v. 2010, p. 11, 2010.

HOUGHTON, R. A.; HALL, F.; GOETZ, S. J. Importance of biomass in the global carbon cycle. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, v. 114, 2009.

HUTCHINSON, M. F. *Anusplin*. Version 4.3. Centre for Resource and Environmental Studies: Australian National University, 2004. Disponível em: <<http://fennerg.fennerg.school.anu.edu.au/research/products/anusplin-vrsn-43>>. Acesso em: 5 nov. 2015.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES - IBÁ (Brasil). *Anuário estatístico 2014: ano-base 2014*. Brasília: IBÁ, 2014. 100p.

INNOCENTINI, R. C. P. Análise dos custos de produção de frangos de corte nos sistemas integrado e independente – Comunicação. *Veterinária Notícias*, v. 15, n. 2, p. 9-18, 2009.

INSTITUTO DE MANEJO E CERTIFICAÇÃO FLORESTAL E AGRÍCOLA – IMAFLORA (Brasil). *Manual técnico: Restauração e monitoramento da mata ciliar e da reserva legal para a certificação agrícola – Conservação da Biodiversidade na Cafeicultura/Cláudia Mira Attanasio*. Piracicaba, SP: Imaflora, 2008.

INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS – IPEF (Brasil). *Produtividade Potencial do Pinus no Brasil (PPPIB)*. Piracicaba, SP: IPEF, 2014. Disponível em: <<http://www.ipef.br/pppib>>. Acesso em: 2 ago. 2016.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. *Climate Change 2014 Synthesis Report*. Switzerland: IPCC, 2014. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>>. Acesso em: 22 set. 2016.

_____. *Fourth Assessment Report (AR4): Mitigation of Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: IPCC, 2007.

_____. *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*. Tóquio: IPCC, 2003.

_____. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Kanagawa: Institute for Global Environmental Strategies. IPCC, 2006. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>>. Acesso em: 28 mar. 2015.

JANTALIA, C. P. et al. Acumulação de carbono no solo em pastagens de *Brachiaria*. In: ALVES, B. J. R. et al. *Manejo de sistemas agrícolas: impactos no sequestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa*. Porto Alegre: Genesis, 2006. 170p.

KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L. F; AIDAR, H. *Integração lavoura-pecuária*. Santo Antônio de Goiás, GO: Embrapa Arroz e Feijão, 2003. Disponível em: <http://livraria.sct.embrapa.br/liv_resumos/pdf/00075060.pdf>. Acesso em: 6 jun. 2016.

KRITICOS, D. J. et al. CliMond: global high resolution historical and future scenario climate surfaces for bioclimatic modelling. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 3, n. 1, p. 53-64, 2012.

KUNDU, S. et al. Carbon sequestration and relationship between carbon addition and storage under rainfed soybean-wheat rotation in a sandy loam soil of the Indian Himalayas. *Soil & Tillage Research*, v. 92, n. 1-2, p. 87-95, 2007.

LABORATÓRIO DE PROCESSAMENTO DE IMAGENS E GEOPROCESSAMENTO – LAPIG. *Base de dados vetoriais de alertas de desmatamento no período de 2002 a 2014*. 2015. Disponível em: <<http://www.lapig.iesa.ufg.br/lapig/index.php/produtos/dados-vetoriais>>. Acesso em: 2 dez. 2015.

LAL, R. et al. (Ed.). *Carbon sequestration in soils of Latin America*. Binghamton: Food Products Press, 2006. 554p.

LETEY, J. Optimizing Irrigation for Agricultural Water Management Scientific Principles. In: HALLIDAY, L. (Ed.). *Agricultural Water Management: Proceedings of a Workshop in Tunisia*. Washington DC: National Academies Press, 2007, p. 51-65.

LIMA, A. C. et al. Avaliação e análise da eficiência energética na irrigação em sistemas pivô central. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 13, n. 4, p.499-505, 2009.

LIMA, L. P. et al. Comparativo entre o biodiesel de dendê e tucumã no desempenho operacional de trator agrícola. *Engenharia na Agricultura*, Viçosa, v. 20, n. 3, p. 234-243, 2012b.

LIMA, L. S. et al. Balanço hídrico climatológico especializado para o Brasil. In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, 17, 2012, Gramado. *Anais eletrônicos...* Gramado: SBMET, CEPSSRM, UFRGS, 2012a. Disponível em: <<http://www.sbmet.org.br/cbmet2012/pdfs/646D.pdf>>. Acesso em: 29 jun. 2015.

LUCENA, A. F. P. et al. Subprojeto de Edificações dos setores residencial, comercial, de serviços e público. In: *Projeto Opções de Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa em Setores-Chave do Brasil*. Rio de Janeiro: UFRJ, 2015.

LUTTRELL, C. et al. Who Should Benefit from REDD+? Rationales and Realities. *Ecology and Society*, v. 18, 2013. Disponível em: <<https://www.ecologyandsociety.org/vol18/iss4/art52/>>. Acesso em: 1 mar. 2016.

MACEDO, I. D. C.; LEAL, M. R. L. V.; SILVA, J. E. A. R. *Balanço das emissões de gases do efeito estufa na produção e no uso do etanol no Brasil*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2004. 32p.

MACEDO, M. C. M. et al. Impact of pastures, cropping and ICL systems on soil carbon stocks in the Brazilian Cerrados. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON INTEGRATED CROP-LIVESTOCK, 2012.

MACHADO, C. C. et al. Avaliação do desempenho logístico do transporte rodoviário de madeira de áreas de fomento florestal com o uso de rede de Petri. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 33, n. 6, p.1159-1167, 2009.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Os processos e estágios sucessionais da mata atlântica como referência para a restauração florestal. In: MARTINS, S.V. (Ed.). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2012, p. 69-100.

MAIA, S. M. F. et al. Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in Amazon and Cerrado biomes. *Soil & Tillage Research*, v. 133, p. 75-84, 2013. Disponível em: <<http://www.science-direct.com/science/article/pii/S0167198713001037>>. Acesso em: 3 abr. 2016.

_____. Soil organic carbon 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.

MANDARINO, R. A. et al. Emissões de metano entérico por novilhas nelore em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta na época de seca. In: Encontro de Iniciação Científica – Jovens Talentos 2014, 2014, Planaltina. Resumos... Planaltina: Embrapa Cerrados, 2014. p. 34. Disponível em: <http://bbeletronica.cpac.embrapa.br/versaomodelo/html/2014/doc/doc_322.shtml>. Acesso em: 17 jun. 2015.

MANN, M. L. et al. Pasture conversion and competitive cattle rents in the Amazon. *Ecological Economics*, v. 97, p. 182-90, 2014.

MANTOVANI, E. C. et al. Estimativa de produtividade da cultura do feijão irrigado em Cristalina-GO, para diferentes lâminas de irrigação como função da uniformidade de aplicação. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 32, n. 1, p. 110-120, 2012.

MARCOLIN, E.; ROBAINA, A. D. Consumo de energia e eficiência das estações de bombeamento de lavouras de arroz irrigado. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 32, n. 2, p. 229-235, 2002.

MARCUZZO, S. F.; LIMA, A. *Programa Novo Campo: Estratégias de pecuária sustentável na Amazônia*. Alta Floresta, MT: ICV, 2015. 48p.

MARIOTONI, C. A.; DORES, L. A. B. Avaliação do consumo de energia elétrica na irrigação: autopropelido versus pivô central móvel no município de Mogi Guaçu, SP. In: Congresso Brasileiro de Planejamento Energético, 2004, Itajubá. *Anais eletrônicos...* Itajubá: UNIFEI/SBPE, 2004. Disponível em: <<http://www.seeds.usp.br/pir/arquivos/congressos/CBPE2004/Artigos/AVALIA%20DO%20CONSUMO%20DE%20ENERGIA%20EL%20TRICA%20NA%20IRRIGA%20-%20AUT.pdf>>. Acesso: 17 jun. 2015.

MAROUELLI, W.; SILVA, W. L. C. *Seleção de sistemas de irrigação para hortaliças*. Circular Técnica 98. Brasília: MAPA, 1998. 24p. Disponível em: <http://www.cnph.embrapa.br/paginas/bbeletronica/2011/ct/ct_98.pdf>. Acesso em: 5 dez. 2015.

MARSDEN, S. J.; WHIFFIN, M.; GALETTI, M. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity & Conservation*, v. 10, p. 737-751, 2001. Disponível em: <http://www.rc.unesp.br/ib/ecologia/labic2012/Mauro%20pdf/Galetti%20papers%20pdf/Marsden_BirdDiversity2001.pdf>. Acesso em: 2 mar. 2016.

MARTIN, C.; MORGAVI, D. P.; DOREAU, M. Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. *Animal*, v. 4, n. 3, p. 351-365, 2010. Disponível em: <<https://www.cambridge.org/core/journals/animal/article/methane-mitigation-in-ruminants-from-microbe-to-the-farm-scale/E43281B79CF2653DF2D1CD946D698D1A>>. Acesso em: 3 mar. 2016.

MARTINS, S. V. et al. *Potencial de regeneração natural de florestas nativas nas diferentes regiões do Estado do Espírito Santo*. Vitória, ES: Cedagro, 2014. 101p.

MATTOS JÚNIOR, D. M. et al. Citros: Manejo da fertilidade do solo para alta produtividade. Piracicaba: INPI, 2009. 8p. *Encarte Informações Agronômicas* n. 128.

MCLAUGHLIN, N. B. et al. *On-Farm evaluation of biodiesel use in agricultural equipment*. Ottawa, Canada: Agriculture and Agri-Food Canada, 2009. Disponível em: <<http://www.ontariosoilcrop.org/docs/BioDieselBookREV5.pdf>>. Acesso em: 15 mar. 2016.

MEDEIROS, A. M. M. *Otimização de irrigação por aspersão pivô central*. 2010. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2010. Disponível em: <<https://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tde/439>>. Acesso em: 1 fev. 2016.

MELO, F. A. O.; SILVA, J. S.; LOPES, R. P. Análise e avaliação de um secador pneumático de fluxo concorrente com carga, revolvimento e descarga pneumáticos. *Cadernos UniFOA*, Volta Redonda, v. 22, p. 17-24, 2013.

MENDES, A. et al. *Manual sobre projetos executivos de irrigação de canaviais*. Projeto Cana Pede Água. 2012. Disponível em: <http://www.canapedeagua.com.br/index.php?option=com_docman&task=cat_view&gid=8&Itemid=7>. Acesso em: 5 dez. 2015.

MENDES, I. C.; REIS JÚNIOR, F. B.; CUNHA, M. H. *20 perguntas e respostas sobre fixação biológica de nitrogênio*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2010. 19p.

MENDONÇA, F. C. et al. Dimensionamento de sistemas de irrigação para pastagens em propriedades de agricultura familiar. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*. São Carlos, SP: Embrapa, 2007. 56p. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/37741/4/Boletim10.pdf>>. Acesso em: 5 jan. 2016.

MERRY, F. et al. Balancing conservation and economic sustainability: the future of the Amazon timber industry. *Environmental Management*, v. 44, (3): 395-407, 2009. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-009-9337-1>>. Acesso em: 3 mar. 2016.

METZGER, J. P.; BRANCALION, P. H. S. Challenges and opportunities in applying a landscape ecology perspective in ecological restoration: a powerful approach to shape neolandscapes. *Natureza & Conservação*, n. 11, p. 103-107, 2013.

MÉXICO. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias – INIFAP. *Organismo de certificación de implementos y maquinaria agrícola*. n.d. Disponível em: <http://www.inifap.gob.mx/SitePages/productos_servicios/tractores.aspx>. Acesso em: 1 dez. 2015.

MINAS GERAIS. Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SISEMA. *Base de dados de autorização para supressão de vegetação nativa no Estado de Minas Gerais*. 2015. Disponível em: <http://200.198.22.171/down.asp?x_caminho=reunioes/sistema/arquivos/material/&x_nome=7.pdf>. Acesso em: 3 fev. 2016.

MONTEIRO, J. E. B. A. (Org.). *Agrometeorologia dos cultivos: o fator meteorológico na produção agrícola*. 1. ed. Brasília: Instituto Nacional de Meteorologia, 2009. 530p.

MONTERO, J. Analysis of water application costs with a centre pivot system for irrigation of crops in Spain. *Irrigation Science*, v. 31, n. 3, p. 507-521, 2013. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s00271-012-0326-4>>. Acesso em: 5 mar. 2016.

MORAES, M. J. et al. Gerenciamento do lado da demanda no bombeamento de água para perímetro irrigado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 15, n. 9, p. 875-882, 2011.

MOREIRA, J. A. A. Manejo da irrigação para cultura do milho no sistema plantio direto: coeficiente de cultura. In: Congresso Nacional de Milho e Sorgo, 2010, Sete Lagoas. *Anais eletrônicos... Sete Lagoas*, MG: Embrapa Milho e Sorgo, 2010, p. 1-7. Disponível em: <<http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/868343>>. Acesso: 14 jun. 2015.

MORELLO, T. F. *Carvão vegetal e siderurgia: de elo perdido a solução para um mundo pós-Kyoto*. 2009. Dissertação (Mestrado em Economia) – Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

NASCIMENTO, L. A. B. *Análise energética na avicultura de corte: estudo de viabilidade econômica para um sistema de geração de energia elétrica eólico – análise energética na avicultura de corte*. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2011. Disponível em: <<http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/215>>. Acesso em: 5 fev. 2016.

NAVE, A. G., et al. *Manual de restauração ecológica: técnicos e produtores rurais no extremo sul da Bahia*. Piracicaba, SP: Bioflora Tecnologia da Restauração, 2015. 59p.

NEVES, M. C. T. et al. Desempenho do trator agrícola em função do tipo de biodiesel (Soja X Murumuru). *Engenharia na Agricultura*, v. 21, n. 4, p. 351-360, 2013. Disponível em: <<http://www.seer.ufv.br/seer/index.php/reveng/article/viewFile/372/274>>. Acesso em: 7 abr. 2016.

NEW, M. et al. A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Climate Research*, v. 21, n.1, p. 1-25, 2002. Disponível em: <<http://www.int-res.com/abstracts/cr/v21/n1/p1-25/>>. Acesso em: 5 mar. 2016.

OBSERVATÓRIO ABC – AGRICULTURA DE BAIXO CARBONO (Brasil). *Invertendo o sinal de carbono da agropecuária brasileira: Uma estimativa do potencial de mitigação de tecnologias do Plano ABC de 2012 a 2023*. São Paulo: Observatório ABC, 2015. 32p. Disponível em: <<http://www.observatorioabc.com.br/relatorio-5-invertendo-o-sinal-de-carbono-da-agropecuaria-brasileira?locale=pt-br.>>. Acesso em: 5 dez. 2015.

OBSERVATÓRIO DO CLIMA. *Proposta do Observatório do Clima para a Contribuição Nacionalmente Determinada Pretendida do Brasil*. São Paulo, Brasil: OC, 2015. 7p. Disponível em: <<http://observatoriodoclima.eco.br/wp-content/uploads/2015/06/proposta-indc-oc.pdf>>. Acesso em: 18 jun. 2015.

OLIVEIRA, E. L. et al. Uso de vinhaça de alambique e nitrogênio em cana-de-açúcar irrigada e não irrigada. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 44, n. 11, p. 1398-1403, 2009.

OLIVEIRA, F.; COSTA, M. C. *Cultivo de fumo (Nicotiana tabacum L.)*. Dossiê Técnico. São Paulo: USP, 2012. 31p.

OLIVEIRA, P. A. V. et al. *Estimativa da emissão de gases de efeito estufa na produção de frangos de corte nos sistemas convencional e dark house*. Concórdia, SC: Embrapa Suíno e Aves, Comunicado Técnico 504, 2012. 12p.

OLIVEIRA, P. A. V.; ZANUZZI, C. M. D. S.; SOUZA, D. O. *Gestão ambiental de propriedades suinícolas: experiência do projeto suinocultura Santa Catarina – PNMA II*. Florianópolis: FATMA/Embrapa Suínos e Aves, 2006. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/tecnologia/camaras/eventos/29_04_2010/case.pdf>. Acesso em: 5 dez. 2015.

OLIVEIRA, S. L.; COELHO FILHO, M. A.; COELHO, E. F. Agricultura irrigada: eficiência de irrigação e de uso de água. *Bahia Agrícola*, v. 7, n. 1, p. 57-60, 2005.

ORGANIZAÇÃO DAS COOPERATIVAS DO ESTADO DO PARANÁ – OCEPAR. *Custo de produção de frangos e suínos*. Curitiba: OCEPAR, 2007. 24p. Disponível em: <<http://www.observatoriodoagronegocio.com.br/page41/files/custoproducaocarnesfinal.pdf>>. Acesso em: 15 jan. 2016.

PACKER, A. N. C. et al. Queima de resíduos agrícolas. In: *Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa*. Brasília: MCTI/Embrapa, 2015. 56p.

PEARSON, T. R. et al. Transaction costs for carbon sequestration projects in the tropical forest sector. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, v. 19, n. 8, p. 1209-1222, 2014.

PEREIRA, A. R. Simplificando o balanço hídrico de Thornthwaite-Mather. *Bragantia*, Campinas, v. 64, n. 2, p. 311-313, 2005.

PEREIRA, A. R.; ANGELOCCI, L. R.; SENTELHAS, P. C. *Agrometeorologia: fundamentos e aplicações práticas*. Guaíba: Agropecuária, 2002. 478p.

PETERS, C. M.; GENTRY, A. G.; MENDELSON, R. O. Valuation of an Amazonian rainforest. *Nature*, v. 339, p. 655-656, 1989. Disponível em: <<http://www.nature.com/nature/journal/v339/n6227/pdf/339655a0.pdf>>. Acesso em: 5 maio 2016.

PICCOLI, J. H. *Avaliação da viabilidade da instalação de sistema de pivô central na região de Campos Novos (SC)*. 2011. Monografia (Graduação em Agronomia) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

PORTUGAL-PEREIRA, J. et al. Subprojeto de Biocombustíveis. In: MCTI, ed. *Projeto Opções de Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa em Setores-Chave do Brasil*. Programa de Planejamento Energético. Rio de Janeiro: UFRJ/MCTI, 2015.

POWLSON, D. S.; WHITMORE, A. P.; GOULDING, K. W. T. Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science*, v. 62, n. 1, p. 42-55, 2011. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2389.2010.01342.x/abstract>>. Acesso em: 5 maio 2016.

PRADO, E. V.; PRADO, F. M. T. Viabilidade econômica da secagem do farelo de milho degerminado usando GLP. *Revista Científica Eletrônica de Agronomia*, Garça, v. 21, n. 1, p. 38-45, 2012. Disponível em: <http://faef.revista.inf.br/imagens_arquivos/arquivos_destaque/GhbeqENLwdHeG9Y_2013-5-17-17-59-39.pdf>. Acesso em: 5 maio 2016.

PRIMAVESI, O. et al. *Técnica do gás traçador SF₆ para medição de campo do metano ruminal em bovinos: Adaptações para o Brasil*. São Carlos, SP: Embrapa Pecuária Sudeste, documento 39 CD-ROM, 2004.

QUEIROZ, D. M. *Custo de secagem de grãos - Importância da determinação dos custos de secagem*. 2003. Disponível em: <http://www.centreinar.org.br/software/custo_de_secagem.pdf>. Acesso em: 5 mai. 2016.

QUINTELA, M. P. et al. Parâmetros produtivos e nutricionais do cafeeiro submetido adubação nitrogenada na região de Garanhuns. *Revista Caatinga*, v. 24, p. 74-79, 2011.

RAJÃO, R.; ALENCAR, A.; AZEVEDO, A. A revolução tecnológica do Ibama e os limites do comando e controle na Amazônia. *Boletim Amazônia em Pauta*, n. 4. Brasília: IPAM, 2015.

RAJÃO, R.; AZEVEDO, A.; STABILE, M. C. C. Institutional subversion and deforestation: learning lessons from the system for the environmental licensing of rural properties in Mato Grosso. *Public Administration and Development*, v. 32, p. 229-244, 2012. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/263304226_Institutional_subversion_and_deforestation_Learning_lessons_from_the_system_for_the_environmental_licencing_of_rural_properties_in_mato_grosso>. Acesso em: 5 maio 2016.

RAJÃO, R.; HAYES, N. Conceptions of control and IT artifacts: an institutional account of the Amazon rainforest monitoring system. *Journal of Information Technology*, v. 24, n. 4, p. 320-331, 2009.

RAJÃO, R.; MARCOLINO, C. Between Indians and "cowboys": the role of ICT in the management of contradictory self-images and the production of carbon credits in the Brazilian Amazon. *Journal of Information Technology*. No prelo.

RAJÃO, R.; SOARES-FILHO, B. S. Policies undermine Brazil's GHG goals. *Science*, v. 350, n. 6260, p. 519, 2015b.

RAJÃO, R.; SOARES-FILHO, B.; SANTIAGO, L. *Estudo de viabilidade econômica do potencial mercado de Cotas de Reserva Ambiental (CRA) no Brasil*. 1. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2015. 74p.

RAJÃO, R.; VURDUBAKIS, T. On the pragmatics of inscription: detecting deforestation in the Brazilian Amazon. *Theory, Culture & Society*, v. 30, n. 4, p. 151-177, 2013. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/0263276413486203>>. Acesso em: 5 mai. 2016.

RAMOS, M. C.; CAMPOS, A. T.; JR T. Y.; SILVA, K. C. Sustentabilidade na produção de leite: balanço energético em sistema intensivo de produção com visão focada nos processos. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 34, n. 3, p. 473-484, 2014.

RATKE, R. F. *Adubação nitrogenada e potássica em três cultivares de banana*. 2008. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2008.

REIS, C. L. G. et al. Consumo de água e energia elétrica em sistemas de irrigação por pivô central equipados com emissores tipo LEPA utilizados na cafeicultura. In: Simpósio Brasileiro de Pesquisa em Cafeicultura Irrigada, 7, 2005, Araguari. *Anais eletrônicos...* Araguari: Associação dos Cafeicultores de Araguari, 2005, p. 1-4. Disponível em: <http://www.sapc.embrapa.br/arquivos/consorcio/spcb_anais/simpósio4/p320.pdf>. Acesso em: 14 jul. 2015.

REZENDE J. L. P.; OLIVEIRA A. D. *Análise econômica e social de projetos florestais*. Viçosa: UFV, 2001. 389p.

REZENDE, J. L. P. et al. Análise Econômica de fomento florestal com eucalipto no estado de Minas Gerais. *Cerne*, v. 3, p. 221-231, 2006.

RIBEIRO, I.; VICARI, C. C. Análise de viabilidade econômica para secagem de milho com gás liquefeito de petróleo. In: Seminário do CCSA, 4, 2005, Cascavel. *Anais eletrônicos...* Cascavel: Unioeste, 2005. Disponível em: <<http://www.unioeste.br/campi/cascavel/ccsa/IVSeminar/IVSeminar/Artigos/07.pdf>>. Acesso em: 25 jul. 2015.

RIGHES, A. Eficiência em sistemas com inundação: o caso do arroz. In: Simpósio Nacional sobre o Uso da Água na Agricultura, 1, 2004, Passo Fundo. *Anais...* Passo Fundo: UPF, 2004. 1 CD-ROM. Disponível em: <www.upf.br/coaju/index.php/.../artigos?download>. Acesso em: 27 jul. 2015.

RIQUETTI, N.; BENEZ, S.; SILVA, P. R. A. Demanda energética em diferentes manejos de solo e híbridos de milho. *Energia na Agricultura*, Botucatu, v. 27, n. 2, p. 76-85, 2012.

RIZZATTI, G. S. *Consumo e custo de energia elétrica em cultura do feijoeiro irrigado por pivô central, sob dois manejos de irrigação, em plantio direto e convencional*. 2007. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias e Veterinárias) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2007. Disponível em: <http://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/88270/rizzatti_gs_me_jabo.pdf?sequence=1>. Acesso em: 5 jan. 2016.

ROCHEDO, P. et al. Subprojeto de análise integrada. In: *Projeto Opções de Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa em Setores-Chave do Brasil*. Rio de Janeiro: UFRJ, 2015.

RODRIGUES, L. C. E. *Tópicos de economia florestal*. Documentos florestais. Departamento de Ciências Florestais, Piracicaba, SP: ESALQ, 1991. 45p.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. *Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. São Paulo: LERF/ESALQ, Instituto BioAtlântica, 2009. 256p.

RONDÓN, P. P.; LEÓN, P.; ALFONSO, A. Costo energético de tres sistemas de labranza en el cultivo de maíz Energy cost of three tillage systems in the corn cultivation. *Revista Ciências Técnicas Agropecuárias*, v. 14, n. 2, p. 23-27, 2005. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/242615388_Costo_energetico_de_tres_sistemas_de_labranza_en_el_cultivo_de_maiz_Energy_cost_of_three_tillage_systems_in_the_corn_cultivation>. Acesso em: 28 fev. 2016.

ROQUETTI FILHO, D. *Potencial de produção de grãos brasileiros via fertilização e impactos nas emissões de CO₂eq*. 2014. 198 f. Dissertação (Mestrado em Agronegócio) – Escola de Economia de São Paulo, da Fundação Getúlio Vargas, São Paulo, 2014.

RUBIN, R. B. Produção e adubação da cultura do fumo. *Boletim Informativo da Serrana*. Rio Grande do Sul, 2004. Disponível em: <<http://www.serrana.com.br/boletim-informativo/novembro-2004---producao-e-adubacao-da-cultura-do-fumo.aspx>>. Acesso em: 5 fev. 2016.

RUDEL, T. K. et al. Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970-2005. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 106, n. 49, p. 20675-20680, 2009. Disponível em: <<http://www.pnas.org/content/106/49/20675.short>>. Acesso em: 31 mar. 2016.

SÁ, J. M. et al. Balanço energético da produção de grãos, carne e biocombustíveis em sistemas especializados e mistos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 48, n. 1, p. 1323-1331, 2013.

SAITER, O. *Utilização de resíduos agrícolas e florestais como fonte de energia para a secagem de grãos de Coffea canephora var. Conilon*. 2008. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2008. Disponível em: <http://www.if.ufrj.br/inst/monografia/2008II/Monografia_Osmir.pdf>. Acesso em: 1 dez. 2015.

SALTON, J. C. et al. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 46, n. 10, p. 1349-1356, 2011.

SANTA CATARINA. Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural – EPAGRI. *Colheita e secagem do arroz*. Florianópolis, s.d. Disponível em: <http://www.epagri.sc.gov.br/?page_id=1900>. Acesso: 23 ago. 2016.

SANTANA, G. C. S. et al. Simulation and cost estimate for biodiesel production using castor oil. *Chemical Engineering Research and Design*, v. 88, p. 626-632, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cherd.2009.09.015>>. Acesso em: 31 mar. 2016.

SÃO PAULO. Lei n. 11.241, de 19 de setembro de 2002. Dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha da cana-de-açúcar e dá providências correlatas. *Diário Oficial do Estado*, São Paulo, v. 112, n. 180, 20 de setembro de 2002, p. 2.

SCHULTZ, N. *Fixação biológica de nitrogênio associada à cultura de cana-de-açúcar: eficiência e contribuição da inoculação com bactérias diazotróficas*. 2012. 138 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Departamento de Ciência do Solo, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

SCIVITTARO, W. B. et al. Queima de metano do cultivo de arroz. In: *Terceiro inventário brasileiro de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa*. Brasília: Embrapa/MCTI, 2015. 63p.

SCOLFORO, J. R. S.; CARVALHO, L. M. T.; OLIVEIRA, A. D. *Inventário florestal de Minas Gerais: monitoramento dos reflorestamentos e tendências da produção em volume, peso de matéria seca e carbono, 2005-2007*. Lavras, MG: Editora UFLA, 2008. 150p.

SCOTT, J. C. *The moral economy of the peasant: Rebellion and subsistence in Southeast Asia*. New Haven: Yale University Press, 1977. 254p.

SILVA, C. C. *Potencial de espécies nativas para a produção de madeira serrada em plantios de restauração florestal*. 2013. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ciências de Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade Estadual de São Paulo, Piracicaba, 2013.

SILVA, J. S.; DONZELLES, S. M. L.; CORREA, P. C. Secagem de grãos com energia solar. In: Silva J. S. (Ed.). *Secagem e armazenagem de produtos agrícolas*. Viçosa: Aprenda Fácil, 2008.

SILVA, L. C. Secagem de grãos. *Grãos Brasil: Da semente ao consumo*, v. 3, n. 14, p. 10-14, 2005.

SILVA, M. D. et al. Potencial produtivo da cana-de-açúcar sob irrigação por gotejamento em função de variedades e ciclos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 18, n. 3, p. 241-249, 2014.

SILVA, M. L. et al. Análise do custo e do raio econômico de transporte de madeira de reflorestamentos para diferentes tipos de veículos. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 31, n. 6, p. 1073-1079, 2007.

SILVA, M. L.; FONTES, A. A. Discussão sobre os critérios de avaliação econômica: valor presente líquido (VPL), valor anual equivalente (VAE) e valor esperado da terra (VET). *Revista Árvore*, Viçosa, v. 29, n. 6, p. 931-936, 2005.

SILVA, M. L.; JACOVINE, L. A. G.; VALVERDE, S. R. *Economia florestal*. Viçosa: UFV, 2002.

SILVA, M. R. R.; ARF, O.; RODRIGUES, R. A. F. Cultivares de trigo sob manejos de solo e água, na região de cerrado. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 38, n.4, p. 921-927, 2008.

SIX, J. et al. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils: Effects of no-tillage. *Agronomie*, v. 22, p. 755-775, 2002. Disponível em: <<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00885974/document>>. Acesso em: 2 fev. 2016.

SOARES-FILHO, B. S. et al. Brazil's Market for Trading Forest Certificates. *Plos One*, v. 11, n. 6, p. 1-17, 2016.

_____. *Challenges for a low carbon agriculture and forest conservation in Brazil*. IDB, Washington DC: Inter-American Development Bank, 2012. 40p. Sustainability Reports. Disponível em: <<http://www.iadb.org/sustainability/soares>>. Acesso em: 5 dez. 2015.

_____. Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, v. 344, p. 363-364, 2014. Disponível em: <http://lerf.eco.br/img/publicacoes/Soares_Filho_et_al_2014_artigo_Science.pdf>. Acesso em: 17 jun. 2016.

_____. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, v. 107, n. 24, p. 10821-10826, 2010. Disponível em: <<http://www.pnas.org/content/107/24/10821.short>>. Acesso em: 22 mar. 2016.

_____. Subprojeto de uso e mudanças no uso do solo. In: MCTI, *Projeto Opções de Mitigação de Emissões de Gases de Efeito Estufa em Setores-Chave do Brasil*. Belo Horizonte: Centro de Sensoriamento Remoto, 2015.

SOARES-FILHO, B. S.; PENNACHIN, C. L.; CERQUEIRA, G. DINAMICA: a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, v. 3, p. 217-235, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380002000595>>. Acesso em: 13 maio 2016.

SOARES-FILHO, B. S.; RODRIGUES, H. O.; COSTA, W. L. *Modeling environmental Dynamics with Dinamica EGO*. 2. ed. Belo Horizonte, 2009. 120p. Disponível em: <http://csr.ufmg.br/dinamica/tutorial/Dinamica_EGO_guidebook.pdf>. Acesso em: 1 nov. 2015.

SOARES-FILHO, B. S.; RODRIGUES, H. O.; FOLLADOR, M. A hybrid analytical-heuristic method for calibrating land-use change models. *Environmental Modelling & Software*, v. 43, p. 80-87, 2013. Disponível: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815213000236>>. Acesso em: 6 jul. 2016.

SOBRINHO, J. C. et al. Uso do gás natural como fonte de energia no aquecimento do ar visando ao conforto térmico em pinteiro. In: Seminário de Pesquisas FAP-SE,1, 2003, Sergipe. *Anais eletrônicos... Sergipe*, 2003. p. 1-3. Disponível em: <<http://www.fapitec.se.gov.br/?q=documento/uso-do-g%C3%A1s-natural-como-fonte-de-energia-no-aquecimento-do-ar-visando-o-conforto-t%C3%A9rmico-e>>. Acesso em: 13 jul. 2015.

SPATHELF, P.; DE MATTOS, P. P.; BOTOSSO, P. C. Certificação florestal no Brasil: uma ferramenta eficaz para a conservação das florestas naturais? *Floresta*, v. 34, p. 373-379, 2004.

SOCIEDADE SUL-BRASILEIRA DE ARROZ IRRIGADO - SOSBAI (Brasil). Arroz irrigado: Recomendações e técnicas da pesquisa para o Sul do Brasil. In: Congresso Brasileiro de Arroz Irrigado, 5, 2007, Pelotas, RS. *Anais eletrônicos... Rio Grande do Sul*, 2007. 161p. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Recomendacoes_Tecnicas_Arroz_2007_000fzrbdd8b02wx5ok0cpoo6adaexge2.pdf>. Acesso em: 5 maio 2016.

SONTER, L. J. et al. Global demand for steel drives extensive land-use change in Brazil's Iron Quadrangle. *Global Environmental Change*, v. 26, p. 63-72, 2014. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378014000661>>. Acesso em: 11 maio 2016.

SOS Mata Atlântica - SOSMA. *Atlas da Mata Atlântica*. 2015. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/>>. Acesso em: 3 dez. 2015.

SOUZA CUNHA, F. A. F. et al. The implementation costs of forest conservation policies in Brazil. *Ecological Economics*, vol. 130, p. 209-220, 2016. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800915301270>>. Acesso em: 5 jan. 2016.

SOUZA, C. M. et al. *Adubação verde e rotação de culturas*. Viçosa: UFV, 2012. 108p.

SOUZA, L. S.; FIALHO, J. F. *Cultivo da mandioca para a região do Cerrado*. Embrapa Mandioca e Friticultura, Sistemas de produção, 8. 2003. Disponível em: <https://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Mandioca/mandioca_cerrados/index.htm>. Acesso em: 5 dez. 2016.

STERN, N. *Stern review: The economics of climate change*. London, UK: H. M. Treasury, 2007, 662p.

STICKLER, C. M. et al. Defending public interests in private lands: compliance, costs and potential environmental consequences of the Brazilian Forest Code in Mato Grosso. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, v. 368, p. 1-13, 2013. Disponível: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378014000661>>. Acesso em: 30 maio 2016.

STRASSBURG, B. N. et al. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Global Environmental Change*, v. 28, p. 84-97, 2014.

TEIXEIRA, L. A. J. *Adubação nitrogenada e potássica em bananeira Nanicão (Musa AAA subgrupo Cavendish) sob duas condições de irrigação*. 2000. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2000.

THORNTHWAITE, C. W.; MATTHEW J. R. *The water balance*. New Jersey: Drexel Institute of Technology, 1955. 104p.

TIETENBERG, T.; LEWIS, L. *Environmental and Natural Resource Economics*. New York: Pearson, 2012.

TORRES, J. L. R. et al. Produtividade de feijão sobre lâminas de irrigação e coberturas de solo. *Bioscience Journal*, v. 29, n. 4, p. 833-841, 2013.

TRACTORDATA. *Base de dados Tractor Data*. n.d. Disponível em: <<http://www.tractordata.com/farm-tractors/000/5/4/542-john-deere-3140.html>>. Acesso em: 2 jan. 2016.

USA. Energy Information Administration – EIA. *LED bulb efficiency expected to continue improving as cost declines*. 19 de março de 2014. Disponível em: <<http://www.eia.gov/todayinenergy/detail.cfm?id=15471#>>. Acesso em: 1 fev. 2016.

VADELL, E.; DE-MIGUEL, S.; PEMÁN, J. Large-scale reforestation and afforestation policy in Spain: A historical review of its underlying ecological, socioeconomic and political dynamics. *Land Use Policy*, v. 55, p. 37-48, 2016. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837716302344>>. Acesso em: 5 maio 2016.

VAN DER HOFF, R. et al. The parallel materialization of REDD+ implementation discourses in Brazil. *Forest Policy and Economics*, v. 55, p. 37-45, 2015. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S138993411500043X>>. Acesso em: 5 maio 2016.

VESCOVE, H. V. Consumo e custo de energia elétrica na cultura de citros irrigada por gotejamento e microaspersão em três lâminas d'água. *Irriga*, Botucatu, v. 15, n. 1, p. 75-89, 2009.

VIVAN, G. A. *Resposta da irrigação suplementar em diferentes cenários para a cultura da soja na microrregião de Passo Fundo, RS*. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010. Disponível em: <http://cascavel.cpd.ufsm.br/tede/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=3399>. Acesso em: 5 fev. 2016.

VRANKEN, L. et al. Curbing global meat consumption: emerging evidence of a second nutrition transition. *Environmental Science & Policy*, v. 39, p. 95-106, 2014. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901114000562>>. Acesso em: 1 maio 2016.

WALSHAM, G.; SAHAY, S. GIS for district-level administration in India: problems and opportunities. *MIS Quarterly*, v. 23, n. 1, p. 39-65, 1999.

WRIGHT, A. D. G.; KLIEVE, A. V. Does the complexity of the rumen microbial ecology preclude methane mitigation?. *Animal Feed Science and Technology*, v. 166-167, p. 248-253, 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0377840111001349>>. Acesso em: 3 fev. 2016.

YOUNG, C. E. F.; FAUSTO, J. R. B. *Valoração de recursos naturais como instrumento de análise da expansão da fronteira agrícola na Amazônia*. Brasília e Rio de Janeiro: Ipea, 1997. 32p. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/TDs/td_0490.pdf>. Acesso em: 19 jan. 2016.

ZINN, Y. L.; LAL, R.; RESCK, D. V. S. Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. *Soil & Tillage Research*, v. 84, n. 1, p. 28-40, 2005.

ZINN, Y. L.; RESCK, D. V.; SILVA, J. E. Soil organic carbon as affected by afforestation with Eucalyptus and Pinus in the Cerrado region of Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 166, p. 285-294, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811270100682X>>. Acesso em: 5 maio 2016.

ZOCOLER, J. L. et al. Eficiência de Aplicação da Irrigação em Pivô Central Utilizando Inversor de Frequência no Sistema de Bombeamento. In: Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem, 23, 2012, Cascavel. *Anais eletrônicos...* Cascavel, 2012. Disponível em: <http://www.agr.feis.unesp.br/pdf/Conird_2012/artigos_novos/eficiencia_pivo_zocoler_CONIRD2012.pdf>. Acesso em: 5 jul. 2015.



Anexo I

ANEXO I – LOGÍSTICA DA SOJA: MODELO ESPACIALMENTE EXPLÍCITO DAS PRINCIPAIS ROTAS DE EXPORTAÇÃO

O Brasil é o segundo maior produtor mundial de soja, sendo responsável por aproximadamente 31% da produção no mundo. Segundo o estudo *Outlook Brasil 2022* (FIESP/ICONE, 2012), de 2002 a 2011, as exportações representaram, em média, 42% do total da produção brasileira de soja. Ainda, segundo a Secretaria de Comércio Exterior, do Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior, em 2011, a exportação de soja correspondeu a 44% da produção brasileira, gerando um total de 32,94 milhões de toneladas, sendo a China o principal importador da soja brasileira, respondendo por um total de 22,1 milhões de toneladas, o que representou 66,9% das exportações brasileiras de soja em grão.

Nesta seção, são caracterizadas as principais rotas utilizadas desde os municípios produtores até os portos de embarque para exportação, evidenciando o importante papel da logística na composição do preço final desse produto no período de 2005 a 2012. Os resultados dessa análise foram utilizados para formação da superfície de rentabilidade da soja.

O modelo em questão tem por objetivo analisar o custo de transporte das principais rotas utilizadas para a exportação da soja produzida no Brasil. A primeira parte da elaboração desse modelo passa pela compilação e montagem de uma base de dados, envolvendo as seguintes variáveis:

- Hidrovias: foram selecionados os rios onde existe navegação em seu leito principal na base do PNLT, compilado da base do Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (Dnit) e Agência Nacional de Transporte Aquaviário (Antaq);
- Ferrovias: foram selecionados os trechos onde existe tráfego de cargas na base do PNLT, compilado da base da Agência Nacional de Transportes Terrestres (ANTT) e Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (Dnit);
- Rodovias: dados do PNLT compilados da base do Ministério dos Transportes e Denit. Compreende trechos de rodovias pavimentadas e em leito natural;
- Portos terminais: principais portos terminais utilizados para exportação de soja no período de 2005 a 2012, citados nos dados do sistema AliceWeb, da Secretaria de Comércio Exterior, do Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Foram compilados da base do PNLT e Antaq, Dnit e Secretaria Especial de Portos (SEP);
- Sede dos municípios: sedes dos municípios exportadores de soja, citados nos dados do sistema AliceWeb, da Secretaria de Comércio Exterior, do Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Dados do PNLT, foram compilados da base do IBGE.

Em conjunto com os dados espaciais, o modelo incorpora tabelas contendo os códigos dos municípios e os portos utilizados por eles, bem como valores médios de fretes cobrados para cada modal. Para cada um dos portos, considerando o custo do frete, é calculado um mapa de fricção, em que cada célula tem o valor do frete do modal em tonelada por km (Figura A1). Em seguida, é usada uma tabela contendo os municípios que utilizaram os portos para embarque da soja e, assim, é produzido o mapa de custo acumulado do município ao porto (Figura A2).

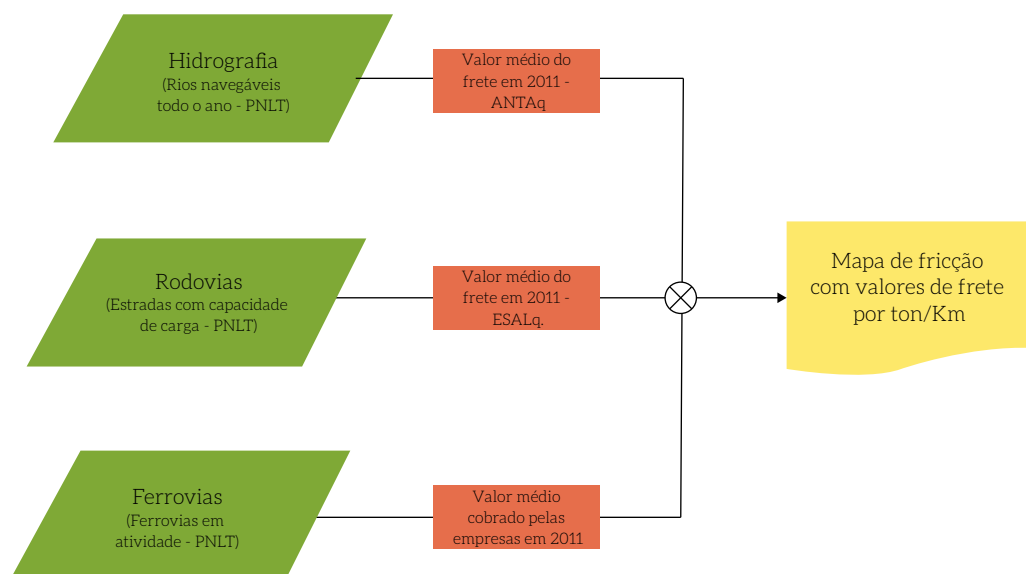


Figura A1 – Cruzamento de Dados para Obtenção do Mapa de Fricção

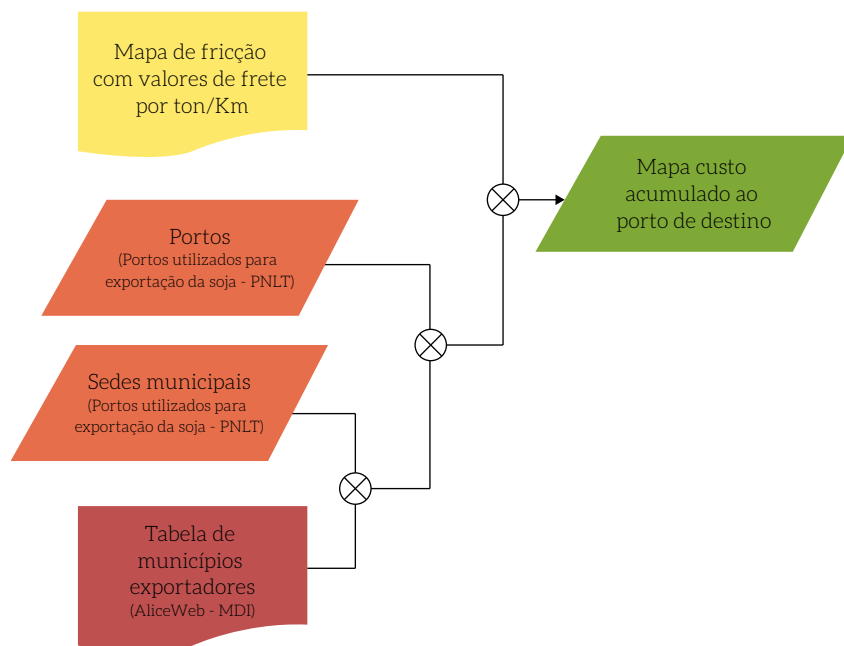


Figura A2 – Cruzamento de Dados para Obtenção do Mapa de Custo Acumulado

Finalmente, um mapa de custo acumulado para todo o país é produzido, considerando todos os portos utilizados para embarque da soja no período estudado (Figura A3).



Figura A3 - Mapa do Custo de Transporte Acumulado



Anexo II

ANEXO II – MUDANÇAS DE USO DO SOLO E CONTABILIDADE EMISSÕES DE GEE ASSOCIADAS: ABORDAGEM DA TERCEIRA COMUNICAÇÃO NACIONAL E DO MODELO OTIMIZAGRO

De modo a oferecer resultados comparáveis com os inventários nacionais, o modelo Otimizagro utiliza os mesmos fatores de emissão da Terceira Comunicação Nacional (TCN) para contabilidade das emissões. Além disso, o Otimizagro busca se aproximar da TNC ao adotar procedimentos de contabilidade de GEE compatíveis com as indicações do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC). Mas é importante salientar as diferentes naturezas da TNC e do Otimizagro para que fiquem claras as diferenças dos resultados em relação às emissões por mudanças de uso do solo. Primeiramente, é fundamental apontar que a TCN é um trabalho de inventário que consiste em analisar e reportar o *status* das atividades e mudanças de uso do solo do Brasil em um período passado e contabilizar emissões de GEE. A plataforma Otimizagro consiste em um modelo que, por meio da análise de padrões recentes e pressupostos definidos, simula o comportamento futuro do setor de Afolu de 2012 até 2050 e contabiliza as suas emissões. Dessa forma, os dois estudos têm características intrínsecas aos seus objetivos e especificamente os estudos de modelagem têm suas limitações próprias de estruturas de representação da realidade.

As diferenças mencionadas se traduzem, por exemplo, nas categorias de uso do solo abordadas nas duas análises (Quadro 4 e Quadro 5). O inventário tem categorias não abordadas pelo modelo Otimizagro como: floresta com extração seletiva de madeira, outros usos e áreas não observadas. Consequentemente, todas as transições de uso do solo, e suas respectivas emissões, que envolvem essas categorias estão incluídas no inventário, mas não nas análises do Otimizagro. Além disso, o modelo é baseado em gestão territorial, o que significa que a expansão das atividades produtivas e o cumprimento das políticas vigentes seguem uma lógica de inteligência territorial. Dessa forma, as áreas de pastagens marginais que transicionam para silvicultura e recomposição da vegetação nativa não voltam a ter outros usos no modelo. Portanto, as transições de silvicultura e vegetação secundária para diversos outros usos, abordadas no inventário, e suas respectivas emissões, não estão incluídas no Otimizagro.

Outro aspecto a ser destacado é que, como o modelo tem o objeto de avaliar o potencial de mitigação de estratégias de baixo carbono, as categorias de pastagens e áreas agrícolas são desagregadas de acordo com manejo praticado. Assim, é possível avaliar o aumento do estoque de carbono no solo pela expansão da técnica de plantio direto e recuperação de pastagens degradadas. Essas categorias e transições, assim como as emissões/remoções relacionadas a elas não são abordadas no inventário, já que essa análise não é parte de seu escopo e, assim, esse é mais um ponto de diferença entre os estudos.

Tendo em vista as questões mencionadas, foi feita uma avaliação, a partir das matrizes de transição do inventário, do quanto essas diferenças, entre as transições que a TCN e o modelo abordam, representam em termos de emissões de GEE. As transições de uso do solo consideradas pelo Otimizagro correspondem a 78% das transições abordadas na TCN em termos de área. Porém, essas mesmas transições representam 90% das emissões brutas (pela biomassa) e 94% das remoções da TCN (pela biomassa). Isso significa que as categorias e transições que o modelo não inclui não afetam substancialmente a contabilidade das emissões, tendo a TCN como parâmetro. Especificamente em relação ao desmatamento, que corresponde a 86% das emissões brutas na TCN, se for feita uma ponderação das emissões de desmatamento por bioma, a partir dos níveis de desmatamento considerados pelo modelo, chega-se à média anual de 388 milhões de toneladas de CO₂, valor bastante parecido com os 390 milhões de toneladas calculados para o ano-base no cenário REF (Figura 56).

Quanto às emissões/remoções do estoque de carbono no solo, a TCN reporta a média anual de emissões líquidas de 29 milhões de toneladas de CO₂, já o Otimizagro tem como resultado o sequestro médio de 17 milhões de toneladas de CO₂ por ano. Tal diferença ocorre em razão de o modelo contabilizar o aumento do estoque de carbono no solo a partir da adoção de estratégias de baixo carbono, enquanto a TCN não leva esse aspecto em conta. Apesar de resultados muito divergentes, as emissões pelos solos representam apenas 2% e 5% das emissões por mudanças de uso do solo da TCN e do Otimizagro, respectivamente.

Finalmente, deve-se mencionar que o modelo não contabiliza as emissões por queimadas. Na TCN, são computadas as emissões de outros gases que não CO₂ (já que as emissões de carbono pela perda de biomassa já são consideradas) das queimadas associadas ao desmatamento, que totalizam 1.135 Gg de CH₄ e 47 Gg de N₂O (Tabela 1) que representam 44 milhões de toneladas de CO₂e em 2010 (utilizando-se o GWP-AR5).

Considerando todas as diferenças relatadas, em um balanço geral, a TCN, em 2010, e o modelo, no ano-base (2012), têm emissões líquidas semelhantes para as mudanças de uso do solo: 355 milhões de CO₂e (utilizando-se o GWP-AR5) e 341 milhões de toneladas de CO₂, respectivamente. Isso indica a presença de um erro na comparação entre o Otimizagro e a TCN inferior a 5%.



Anexo III

ANEXO III – PRODUÇÃO DOS CULTIVOS AGRÍCOLAS BASEADA EM DIFERENTES PROJEÇÕES

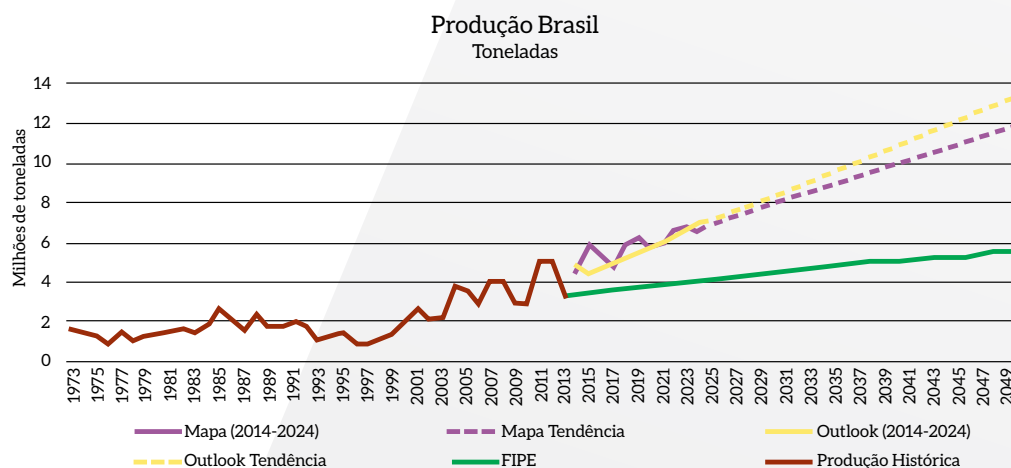
Foi levantada a série histórica da Produção Agrícola Municipal (PAM) divulgada pelo IBGE, de 1973 a 2013, para todos os cultivos agrícolas utilizados no modelo Otimizagro – *Produção Histórica*. A partir de 2013, as projeções de volume de produção dos cultivos agrícolas foram feitas utilizando-se as taxas anuais de crescimento do valor bruto de produção fornecidas pela Fipe.

Esses dados foram comparados às projeções de produção agrícola do MAPA de 2014 a 2024, divulgadas na publicação *Projeções do Agronegócio: Brasil 2013/2014 a 2023/2024 projeções de longo prazo – MAPA (2014-2024)*. Para se ter também uma expectativa das projeções do MAPA para além desse período, foi projetada uma tendência linear até 2050 a partir dos dados de produção de 1994 a 2014, sendo os dados de 1994 a 2013 os volumes de produção agrícola divulgados pelo IBGE – já que esse é o período utilizado para as análises estatísticas que geram as projeções na referida publicação – e os dados de 2014 a 2024 as projeções do MAPA em si – *Mapa Tendência*.

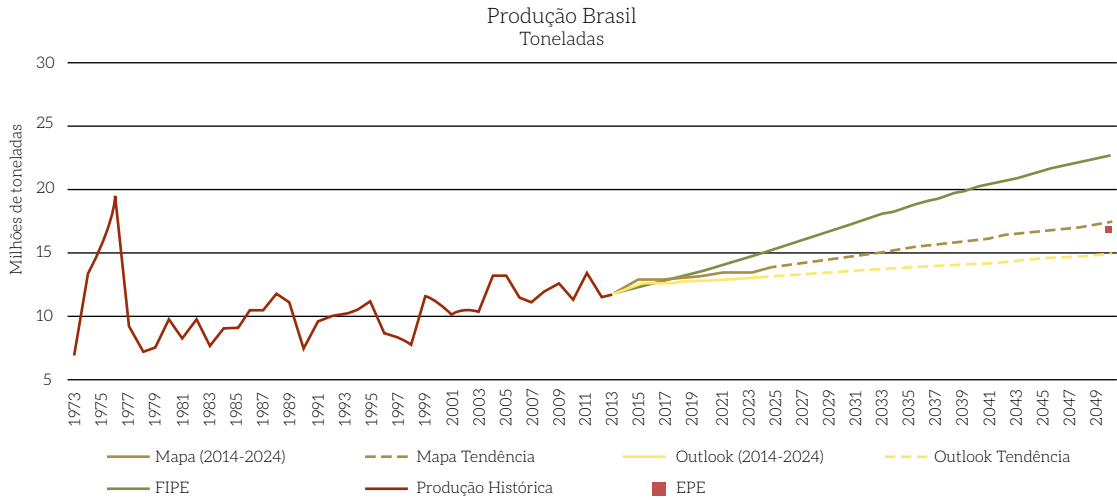
Ademais, as projeções acima citadas foram comparadas às projeções do *Outlook Fiesp 2024: projeções para o agronegócio brasileiro* que contém dados de 2013 a 2024 – *Outlook*. O mesmo exercício para gerar uma projeção de produção até 2050, já citado para os dados do MAPA, também foi realizado para as informações do *Outlook*, porém utilizando somente os dados divulgados de 2013 a 2024 – *Outlook Tendência*.

Além disso, as projeções feitas pela Empresa de Pesquisas Energéticas (EPE) sobre produção de alguns cultivos até 2050 foram utilizadas nas comparações. No entanto, são apresentados somente os dados de produção para o ano de 2050 referentes a essa fonte, já que foram os únicos publicados – EPE.

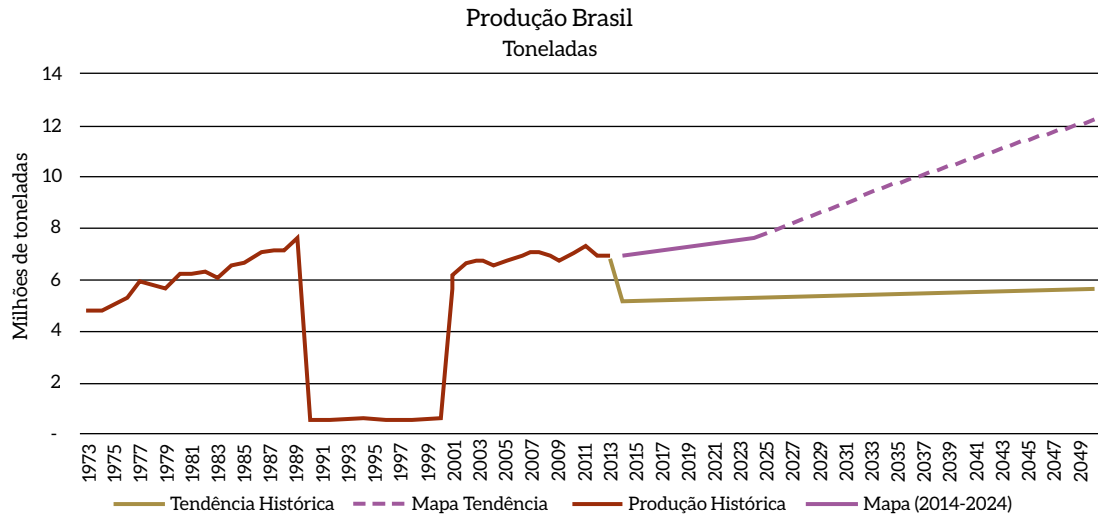
ALGODÃO



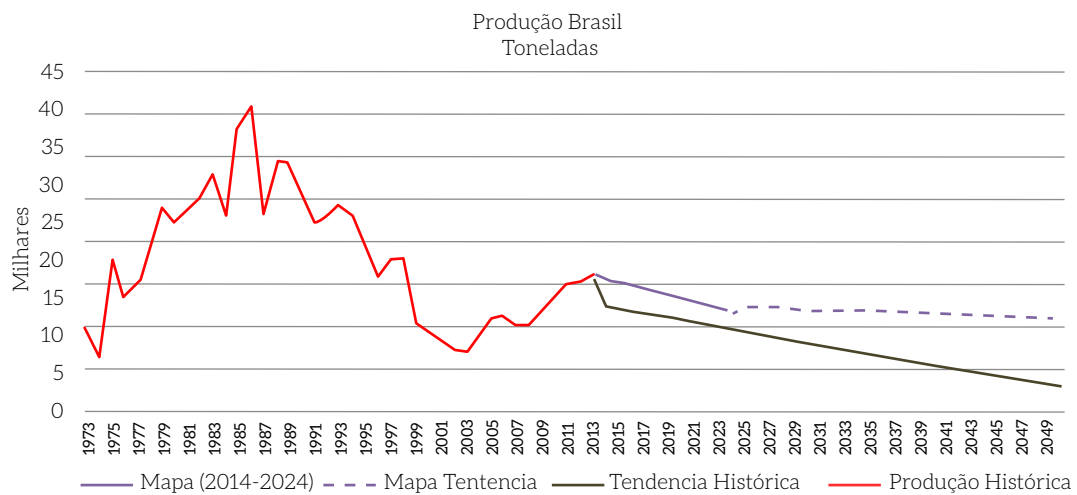
ARROZ



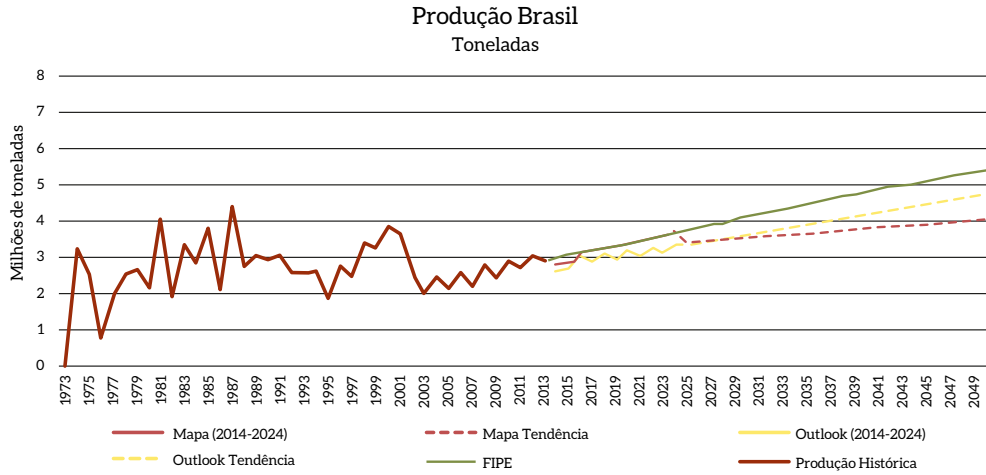
BANANA



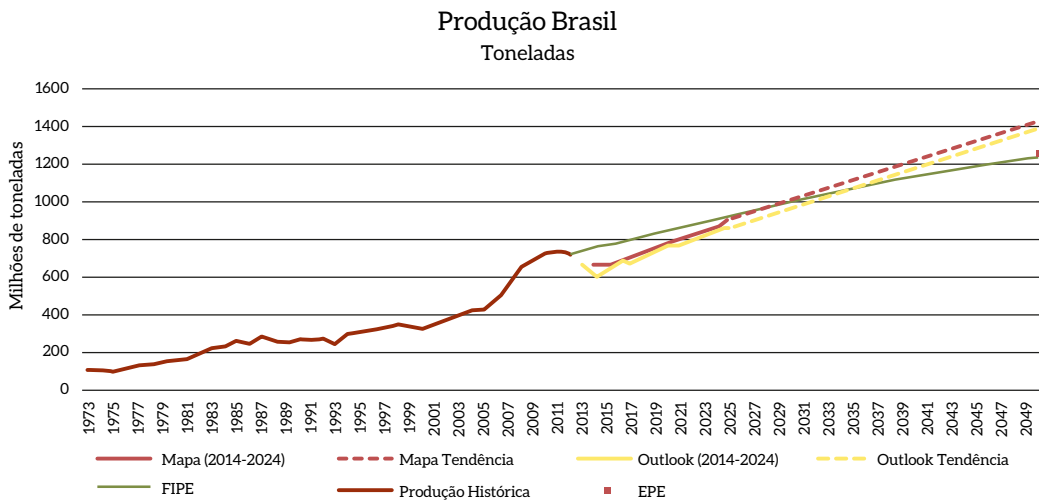
CACAU



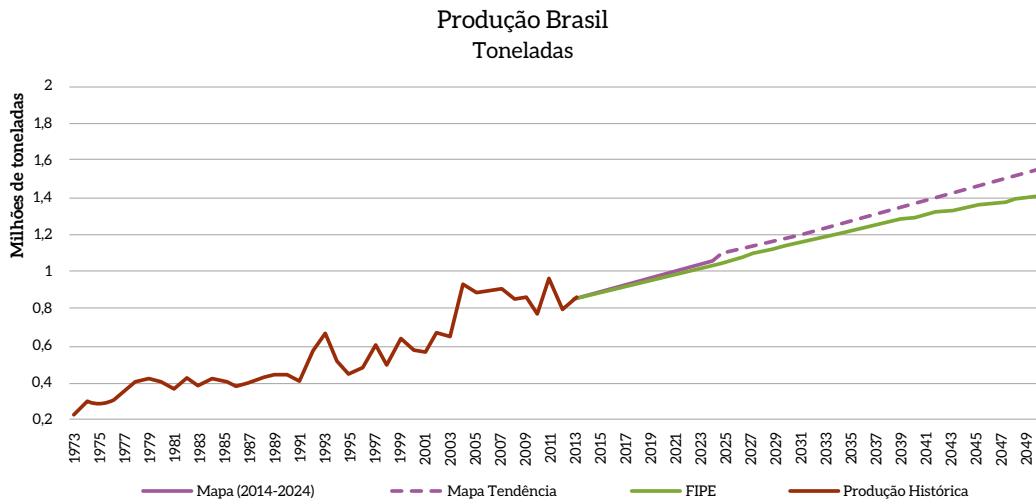
CAFÉ



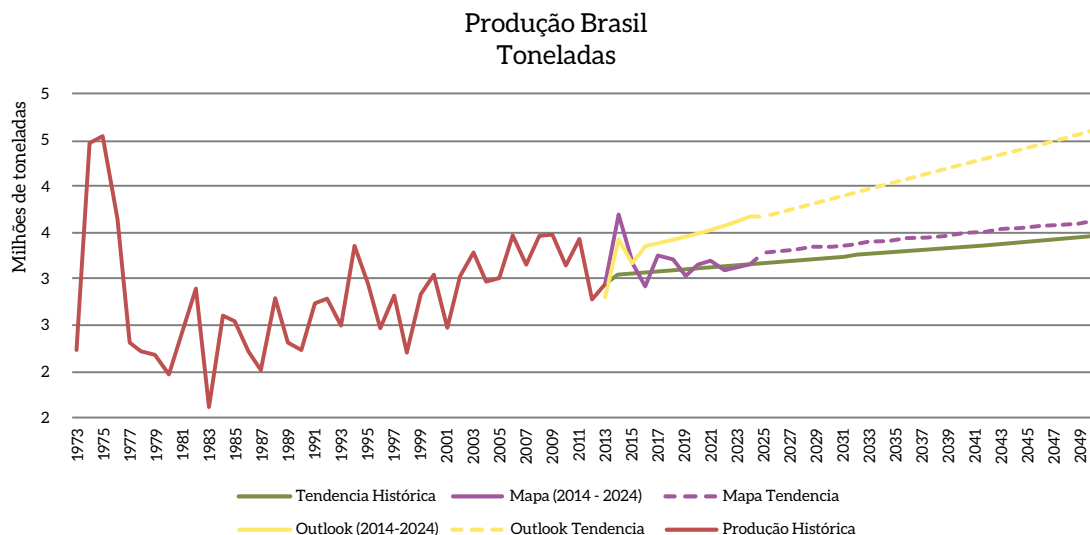
CANA-DE-AÇÚCAR



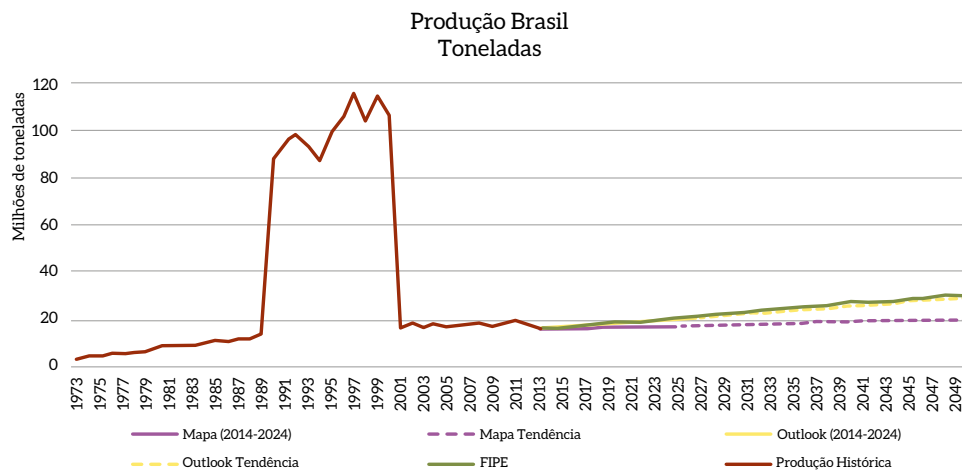
FUMO



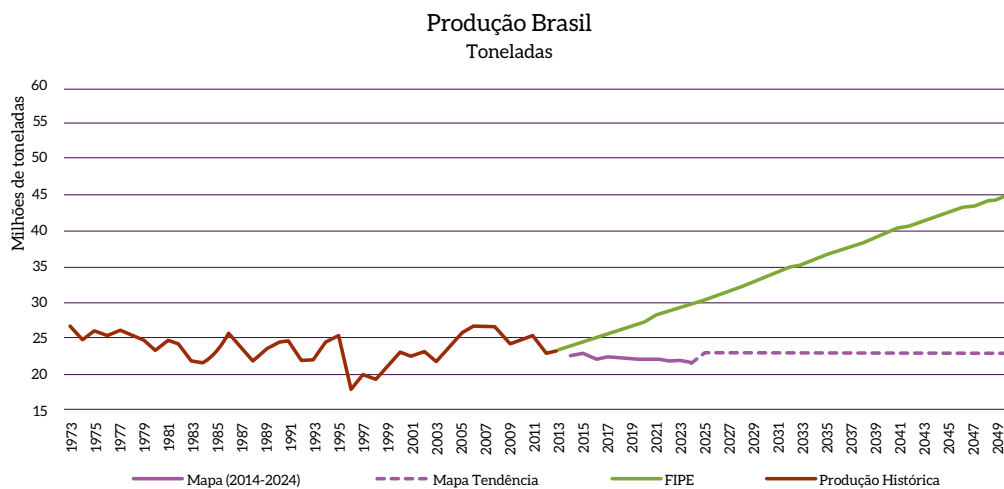
FEIJÃO



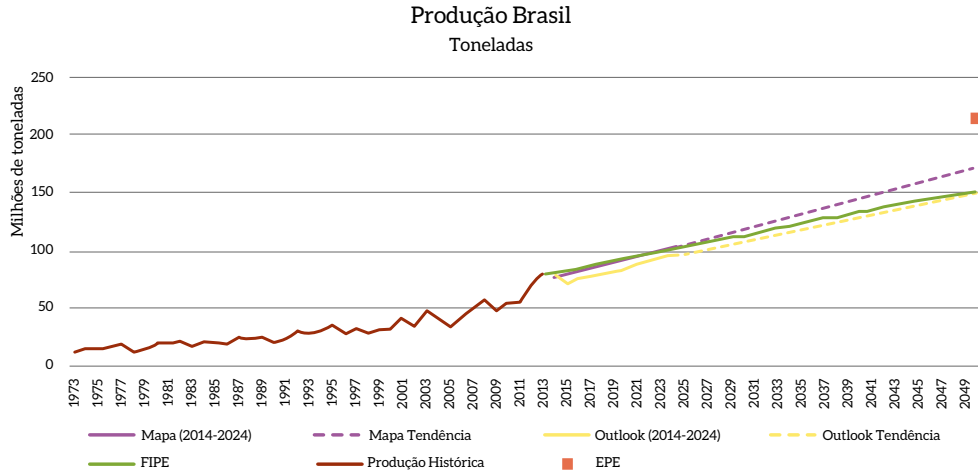
LARANJA



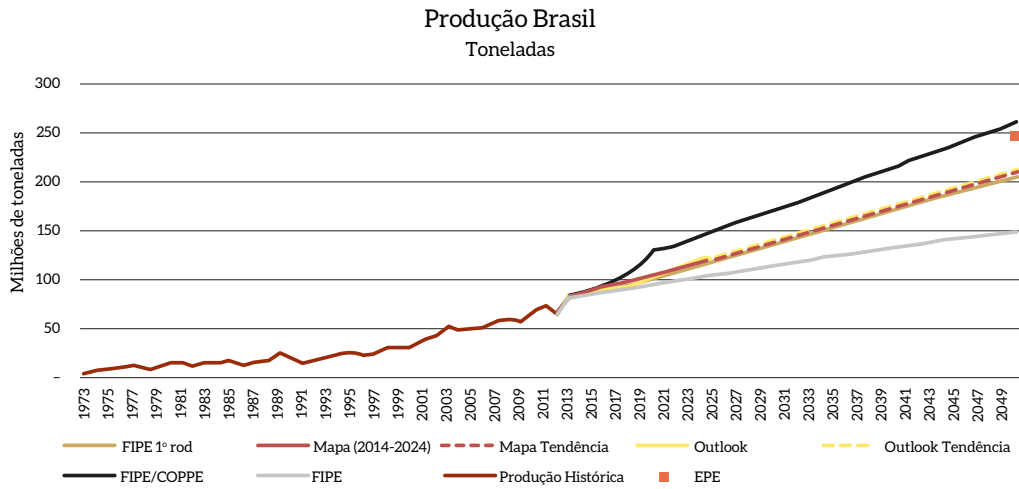
MANDIOCA



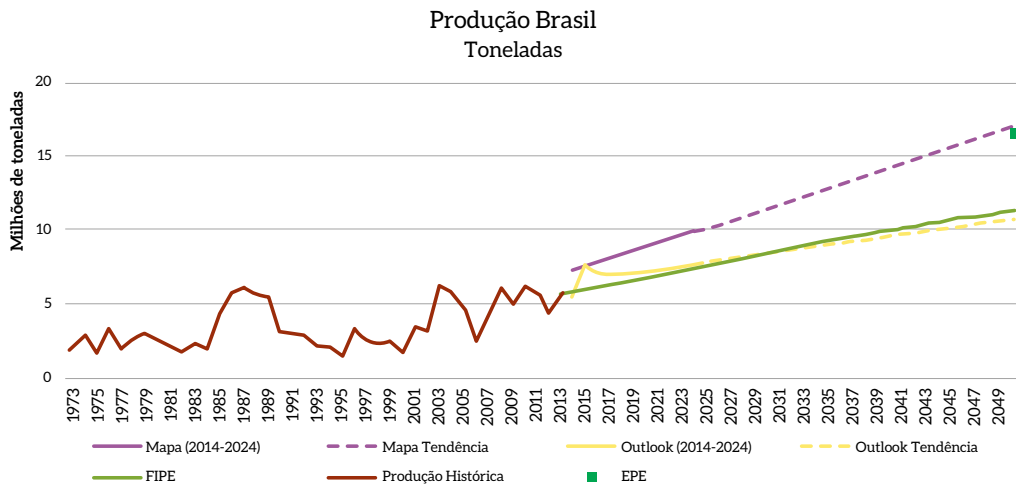
MILHO



SOJA



TRIGO





Anexo IV

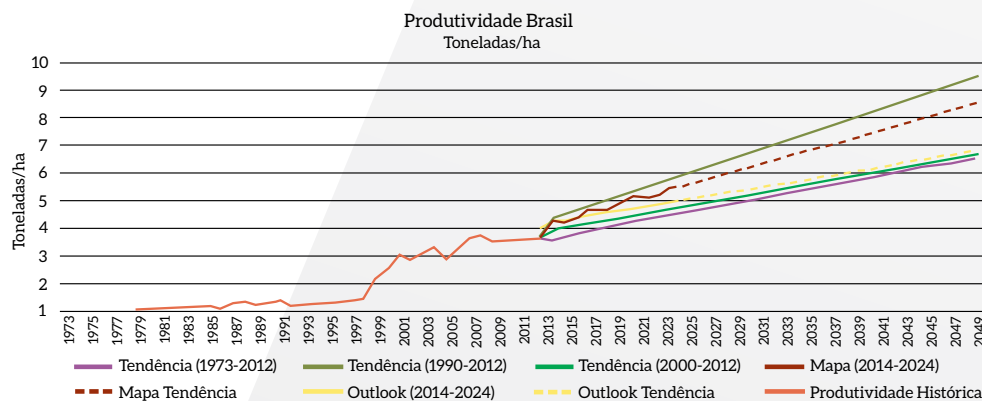
ANEXO IV – PRODUTIVIDADE DOS CULTIVOS AGRÍCOLAS BASEADA EM DIFERENTES PROJEÇÕES

Foi levantada a série histórica da produtividade dos cultivos agrícolas utilizados no modelo Otimizagro por meio da divisão dos valores de produção agrícola por área colhida, divulgados pela Produção Agrícola Municipal (PAM), do IBGE, de 1973 a 2013 – *Produtividade Histórica*. A partir de 2013, foram traçadas projeções tendenciais lineares de produtividade até 2050, partindo de diferentes períodos da série histórica: 1973-2013 – *Tendência (1973-2012)* –, 1990-2013 – *Tendência (1990-2012)* – e 2000-2013 – *Tendência (2000-2012)*.

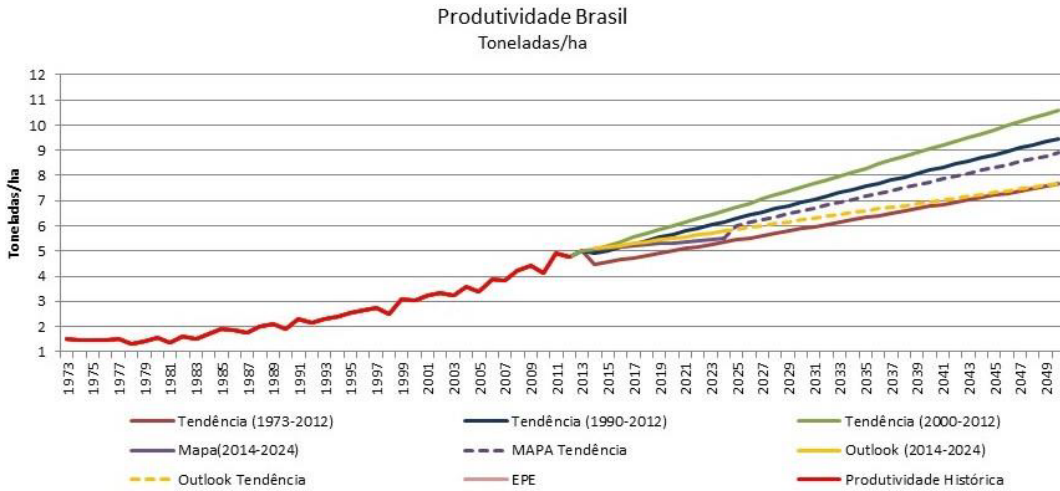
Tais dados foram comparados às projeções de produtividade agrícola do MAPA de 2014 a 2024, divulgadas na publicação *Projeções do Agronegócio: Brasil 2013/2014 a 2023/2024 projeções de longo prazo*. Para obter os valores de produtividade na referida publicação, as projeções de produção foram divididas pelas projeções de área plantada – *Mapa (2014-2024)*. E, finalmente, para gerar uma expectativa das projeções do MAPA para além desse período, foram projetadas duas tendências lineares até 2050: uma a partir das projeções de produtividade de 2014 a 2024 – *Mapa Tendência 1* – e outra usando uma série histórica maior, de 1994 a 2014, sendo os dados de 1994 a 2013 provenientes da PAM (IBGE) – já que esse é o período utilizado para as análises estatísticas que geram as projeções na referida publicação – e os dados de 2014 a 2024 sendo das projeção do MAPA em si – *Mapa Tendência 2*.

Ademais, as projeções acima citadas foram comparadas às projeções do *Outlook Fiesp 2024: projeções para o agronegócio brasileiro*, que contém dados de 2013 a 2024 – *Outlook*. O mesmo exercício para gerar uma projeção de produtividade até 2050, já citado para os dados do MAPA, também foi realizado para as informações do *Outlook*, porém utilizando somente os dados divulgados de 2013 a 2024 – *Outlook Tendência*. E, finalmente, foram usadas também como base de comparação as projeções de produtividade da EPE (2014b), que apresentam dados para os cultivos de arroz, milho, soja, trigo e cana-de-açúcar. Como a publicação apresenta valores apenas para as produtividades em 2013 e 2050, foi feita uma projeção linear com esses valores inicial e final para compor o estudo comparativo – *EPE*.

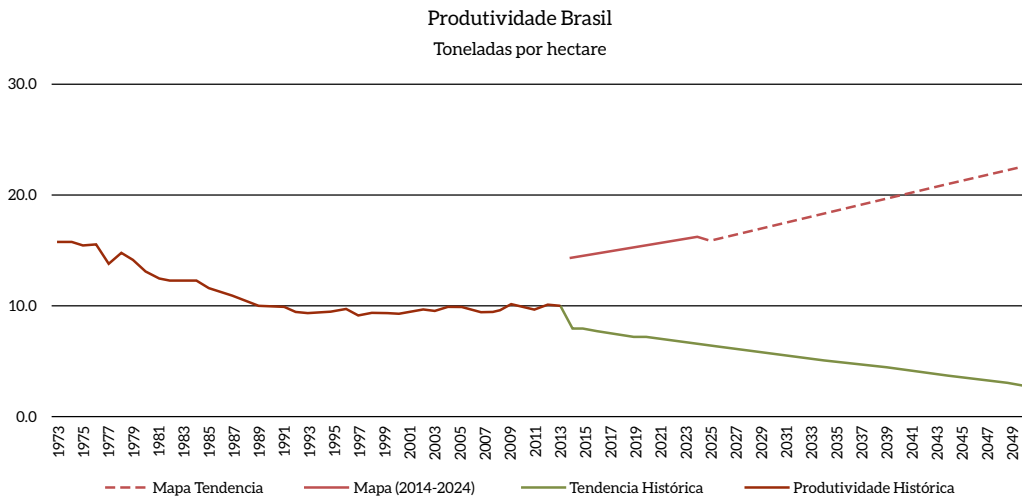
ALGODÃO



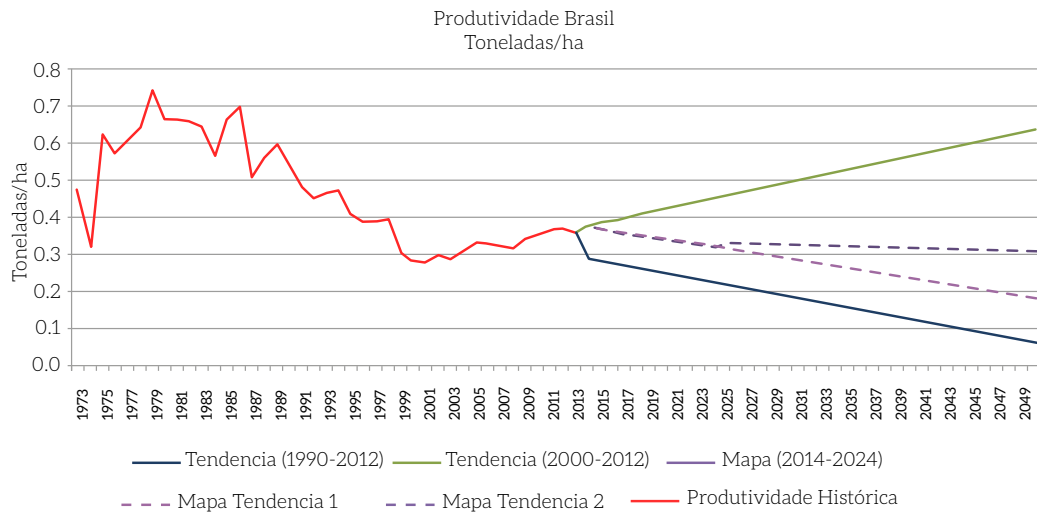
ARROZ



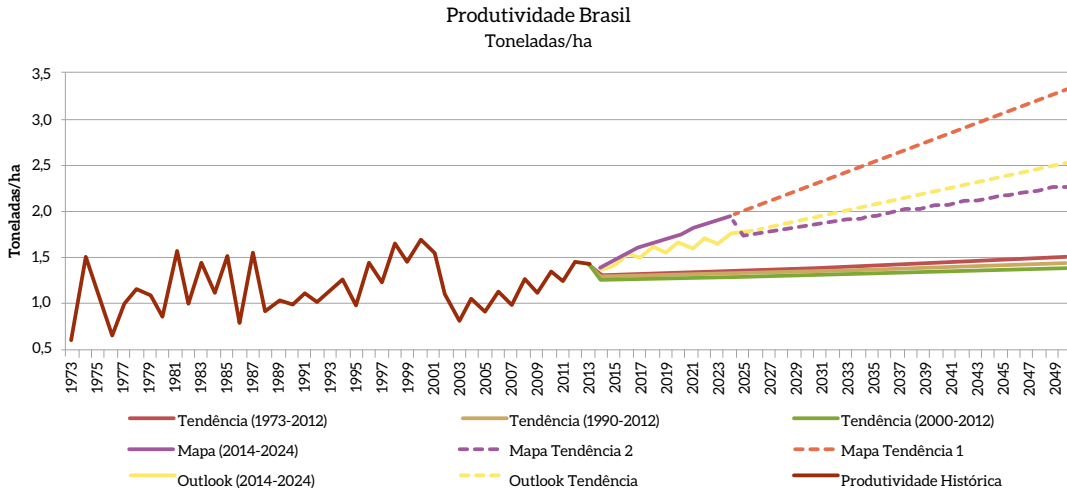
BANANA



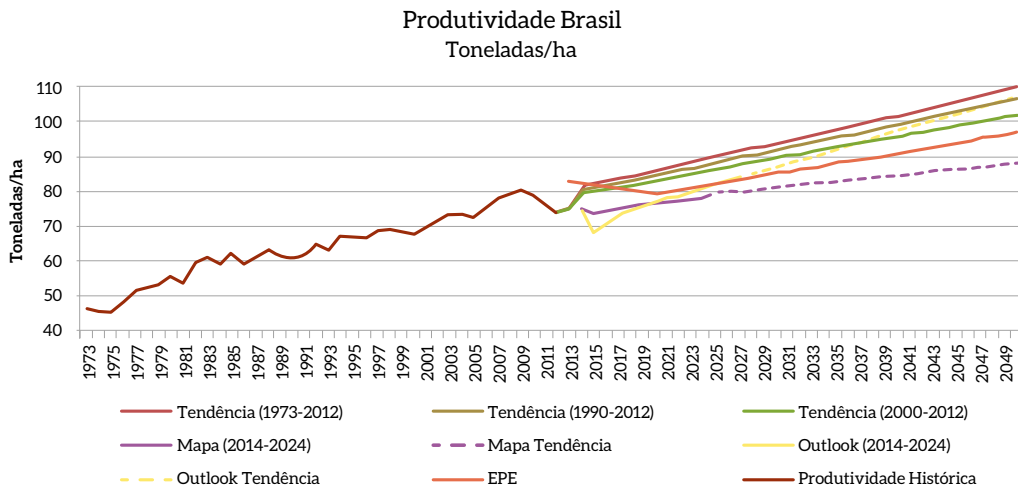
CACAU



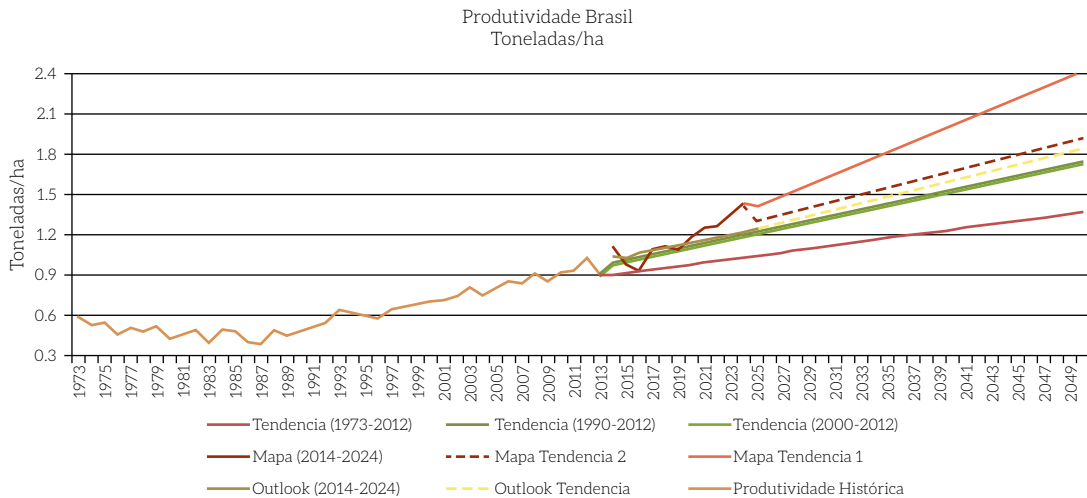
CAFÉ



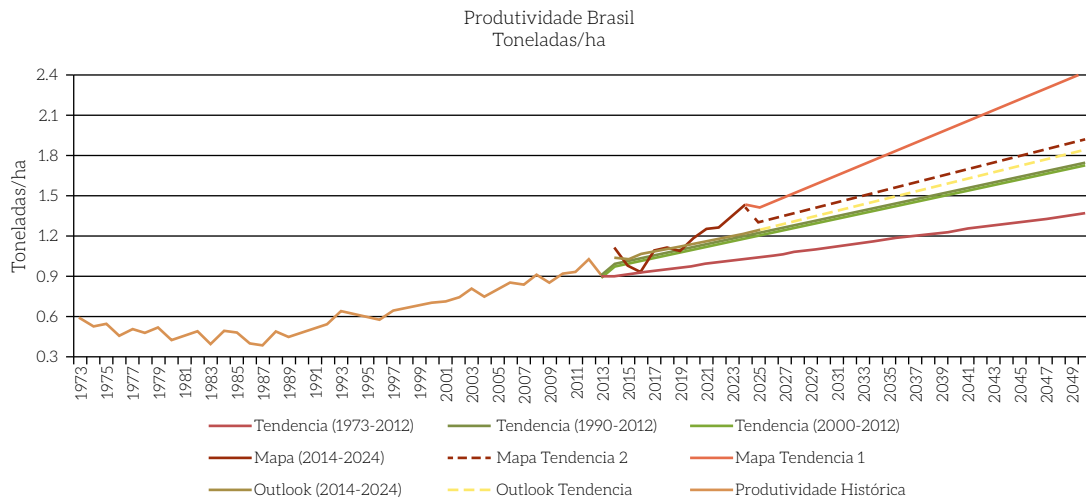
CANA-DE-AÇÚCAR



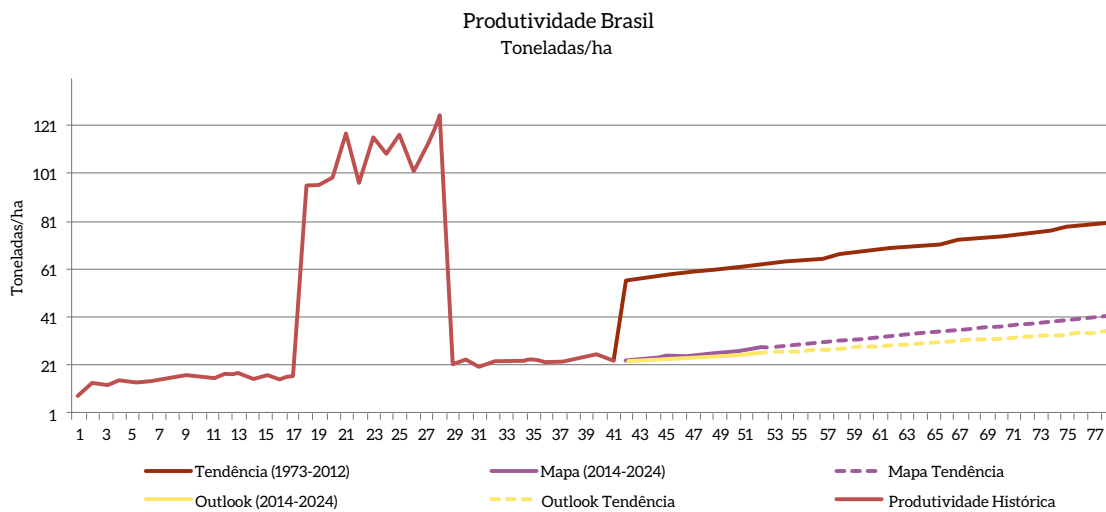
FEIJÃO



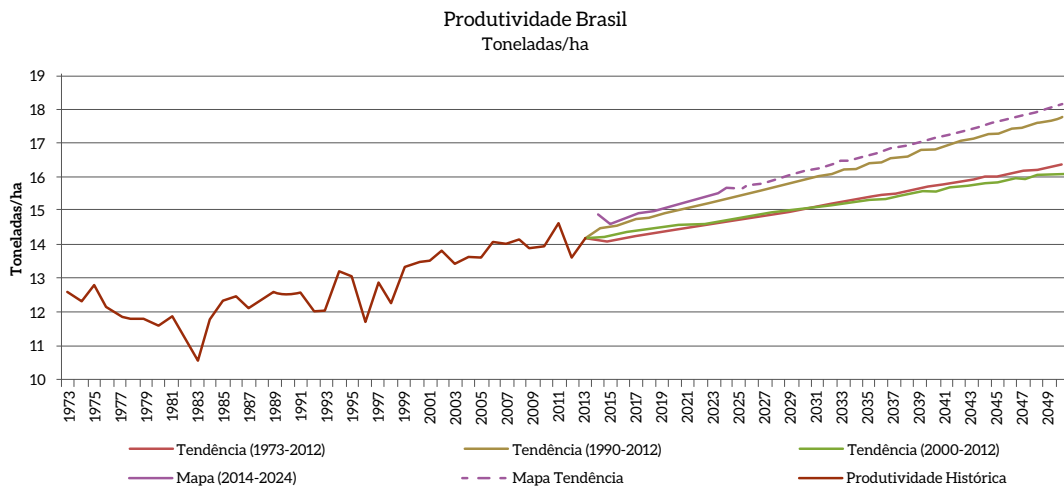
FUMO



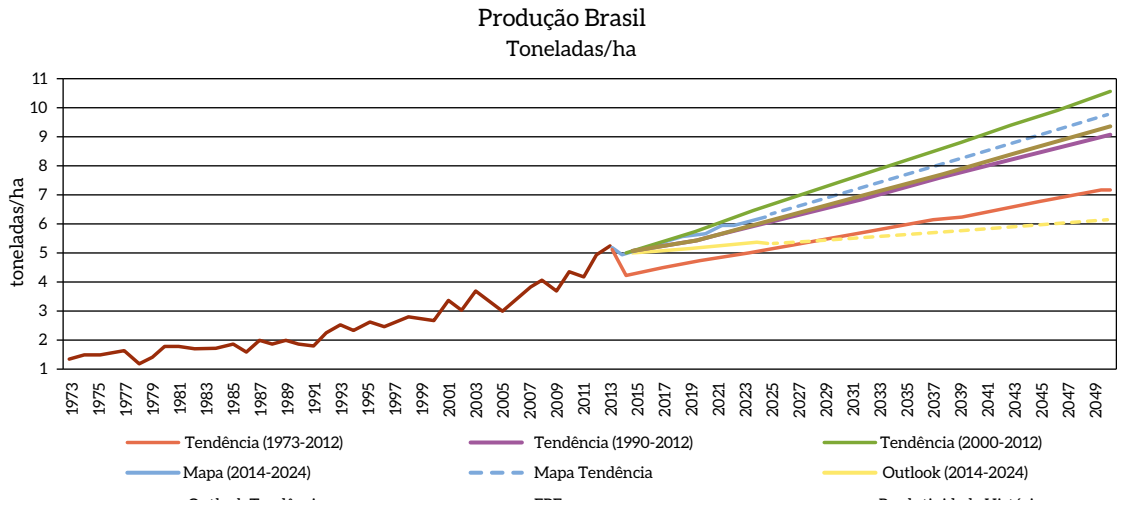
LARANJA



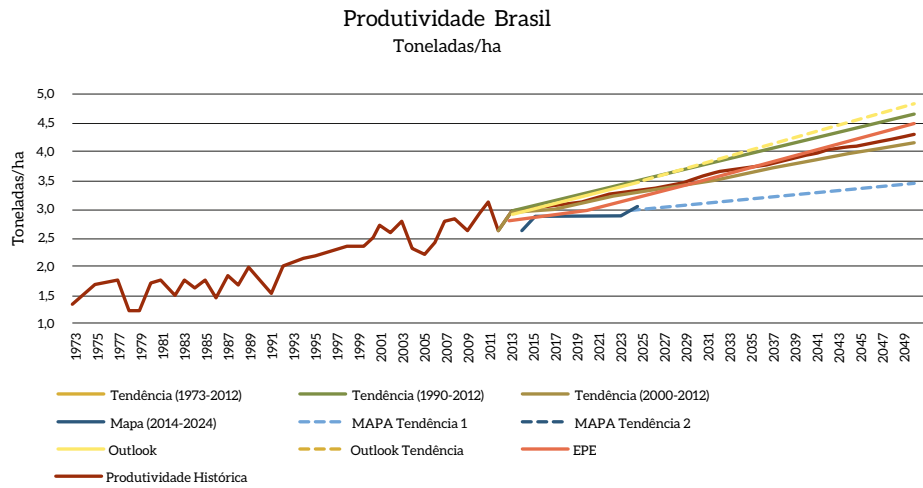
MANDIOCA



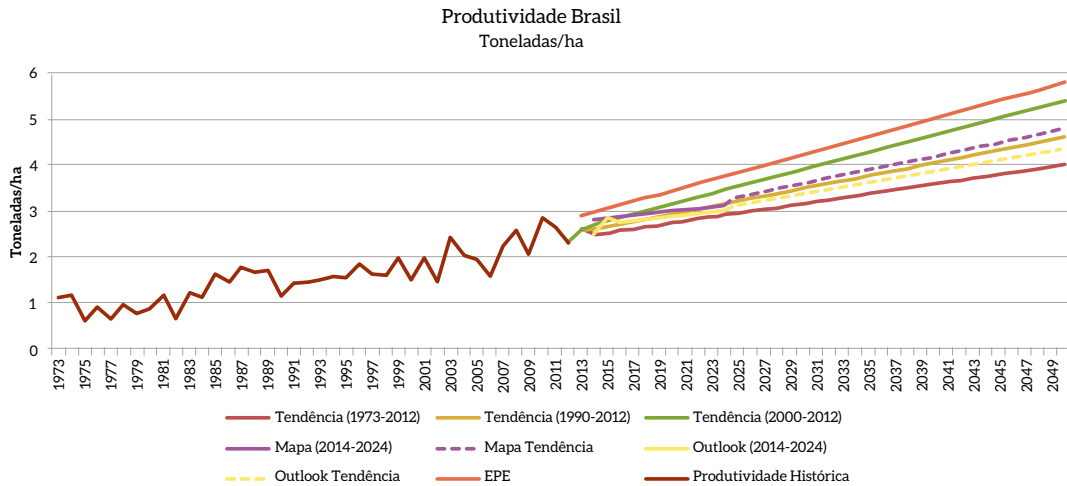
MILHO



SOJA



TRIGO





Anexo V

ANEXO V – CRESCIMENTO DOS REBANHOS BASEADO EM DIFERENTES PROJEÇÕES

Foi levantada a série histórica do número de cabeças de animais no *Anuário da Pecuária Brasileira* (FNP – CONSULTORIA & COMÉRCIO, 2013) de 2010 a 2013. A partir de 2013, as projeções de população animal, como já mencionado, foram feitas utilizando-se as taxas anuais de crescimento do valor bruto de produção fornecidas pela Fipe.

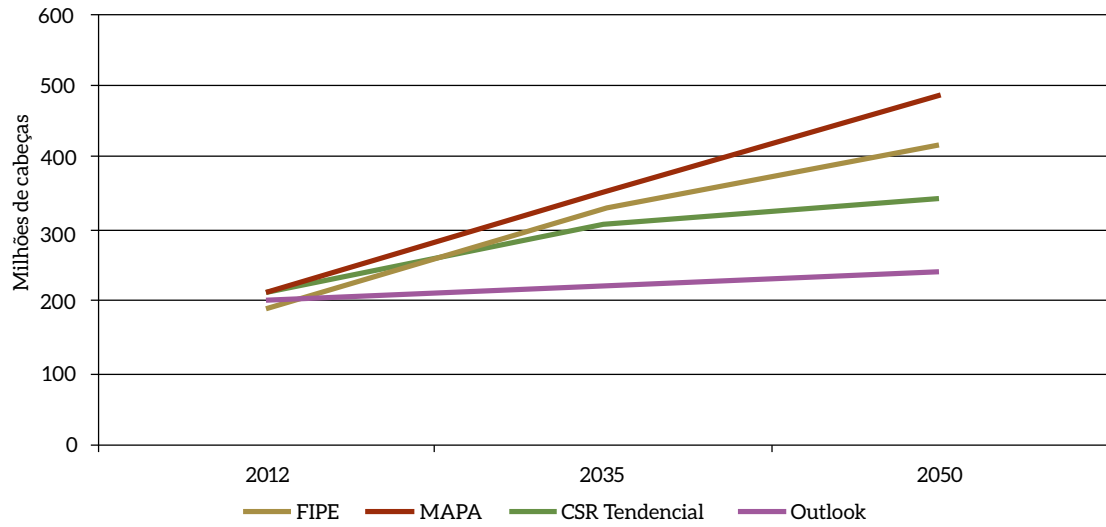
Essas projeções foram comparadas às projeções do MAPA de 2014 a 2024, divulgadas na publicação *Projeções do Agronegócio: Brasil 2013/2014 a 2023/2024 projeções de longo prazo* e de projeções *Outlook Fiesp 2024: projeções para o agronegócio brasileiro*, com dados para o período de 2013 a 2024. Para se ter uma expectativa dessas projeções para além desse período, foi projetada uma tendência linear até 2050 usando-se a mesma taxa de crescimento divulgada para o período de 2014 a 2024. Para isso, as projeções governamentais todas divulgadas em toneladas de carne foram convertidas para número de cabeças e o mesmo processo foi feito com os dados do *Outlook* para as projeções de suínos e aves.

Além disso, esses dados foram comparados às projeções realizadas por estudos anteriores do Centro de Sensoriamento Remoto (CSR) a respeito da evolução da atividade da pecuária de corte no Brasil (BARBOSA et al., 2015). No presente ensaio, são apresentadas as projeções de crescimento do rebanho bovino de corte de acordo com um cenário caracterizado como realista e que se aproxima das projeções do MAPA até o ano de 2030.

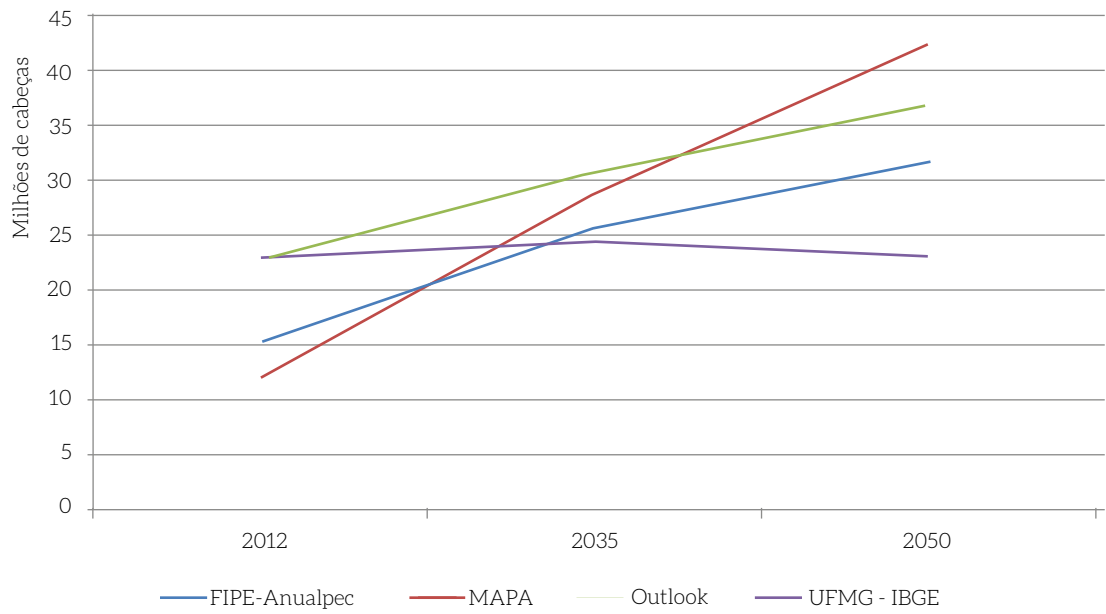
Quanto ao gado de leite, fez-se a comparação de quatro projeções: a do MAPA e a do *Outlook*, repetindo a metodologia usada para o gado de corte citada acima, uma projeção utilizando as taxas de crescimento da Fipe e rebanho inicial da FNP Consultoria & Comércio (15,2 milhões de vacas em 2012) – *FIPE Anualpec* – e uma projeção utilizando-se como rebanho inicial os dados IBGE (22,8 milhões de vacas leiteiras em 2012) e a projeção da Fipe de produção de leite até 2050. Nessa última projeção citada, para atender a essa produção modelada pela Fipe, optou-se por projetar um aumento da produtividade animal, em lugar de um crescimento do rebanho, por se acreditar que haverá melhoria no manejo nutricional, genético e sanitário do rebanho brasileiro. Além disso, a estimativa de crescimento de produção, sem considerar aumento da produtividade por animal, levaria o rebanho de vacas leiteiras, em 2050, a 44,2 milhões de cabeças, o que representaria 42,5% das vacas totais (corte e leite). Tal percentual representaria um rebanho brasileiro misto, de corte e leite, diferente da vocação atual majoritariamente de corte. Para projetar o aumento de produtividade, foi utilizado o crescimento de produção de leite de 1,9% ao ano (histórico do crescimento de 2002 a 2012 – IBGE).

Para os rebanhos de suínos e de aves, compararam-se as projeções da Fipe, do MAPA e *Outlook*, utilizando-se as mesmas metodologias descritas acima.

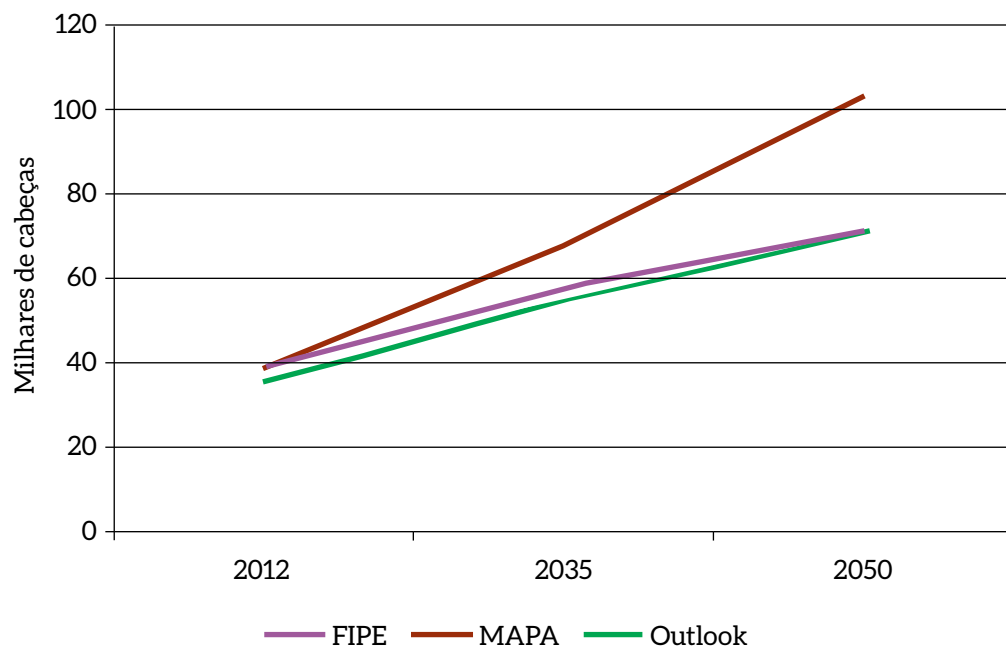
BOVINOS DE CORTE



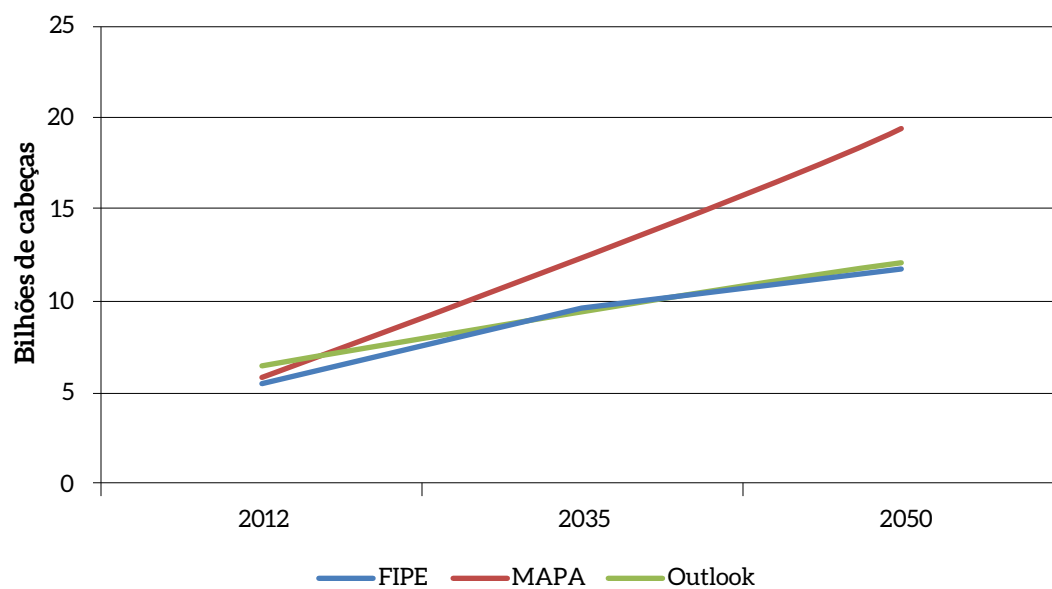
BOVINOS DE LEITE



SUÍNOS



AVES DE CORTE



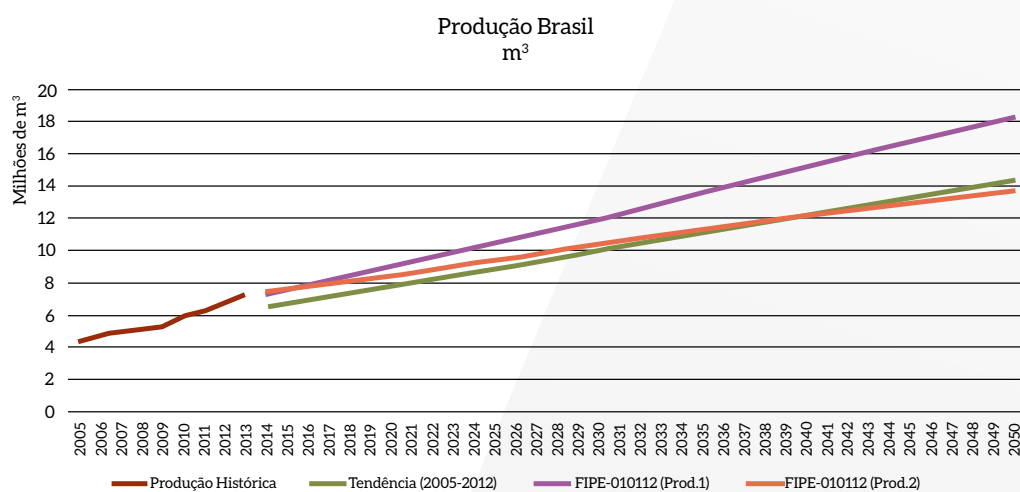


Anexo VI

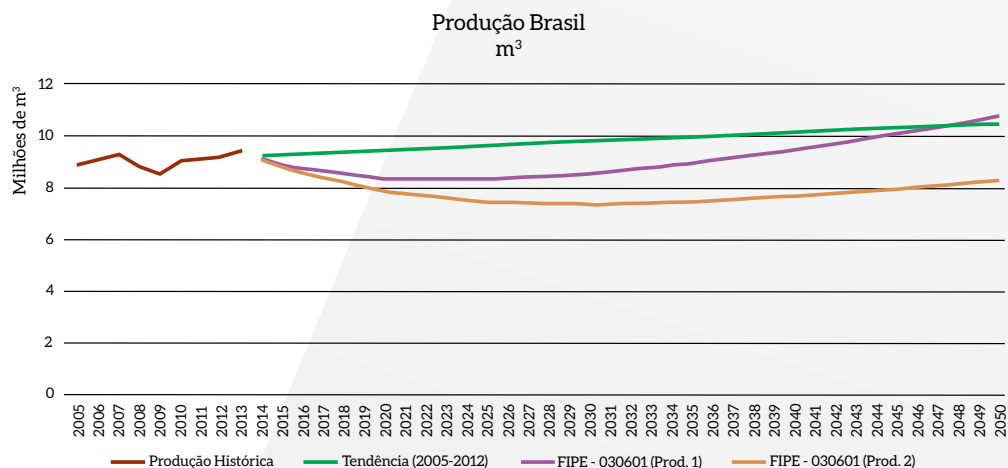
ANEXO VI – PRODUÇÃO DE PAINÉIS DE MADEIRA E SERRADOS BASEADA EM DIFERENTES PROJEÇÕES

Foram levantadas as séries históricas da produção de painéis de madeira e serrados para o período de 2005 a 2013, consolidada pela associação Indústria Brasileira de Árvores (IBÁ). A partir de 2013, as projeções de volume de produção foram feitas utilizando as taxas anuais de crescimento do valor bruto de produção fornecida pela Fipe (para os itens: 030601- Produtos de madeira e 010112- Produtos da exploração florestal e da silvicultura, visto que ambos comportariam o agrupamento dos produtos) e tendencial linear.

PAINÉIS DE MADEIRA



SERRADOS





Anexo VII

ANEXO VII – EMISSÕES DA AGROPECUÁRIA POR CADA TIPO DE FONTE E GG DE CO₂E

Ano	Fertilizante Sintético		Resíduos	Arroz	Queima de resíduos	Vinhaça			Animais em pastagem e adubo animal	Manejo de dejetos animais	Fermentação entéica	Manejo de dejetos animais
	Emissão Direta	Emissão Indireta				Emissão Direta		Emissão Indireta				
	N ₂ O	N ₂ O	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	N ₂ O	N ₂ O	N ₂ O	N ₂ O	CH ₄	CH ₄
2012	11173	13268	11881	13469	958	3906	1339	517	83783	3671	264730	21158
2013	12204	14492	13329	13426	985	4015	1324	512	84092	3695	268680	21481
2014	1281	15212	13723	13382	1007	4104	1309	506	85571	3773	272630	21803
2015	13498	16029	14027	13372	1129	4599	1282	496	87146	3840	276580	22125
2016	14323	17009	14421	13364	1109	4519	1219	471	88878	3910	280530	22447
2017	15037	17856	1485	13354	1088	4433	1156	447	90674	3981	284480	22769
2018	15774	18731	15255	13346	1065	4342	1093	423	92523	4054	288430	23091
2019	16524	19622	15658	13339	1042	4245	103	398	94431	4128	292380	23413
2020	17277	20517	16102	1333	1016	4143	967	374	96388	4203	296330	23736
2021	17914	21273	16533	13324	989	4032	976	377	98306	4282	300280	24058
2022	18583	22068	16962	1332	961	3916	985	381	100265	4362	304230	24380
2023	19259	2287	17416	13314	931	3794	994	384	102302	4443	308180	24702
2024	19953	23694	17882	13312	899	3665	1003	388	104414	4527	312130	25024
2025	22287	26465	18369	13301	866	353	1012	391	106581	4612	316080	25346
2026	22993	27304	18813	13291	830	3383	103	398	108751	4697	320031	25668
2027	23702	28147	19267	13283	792	3229	1048	405	110974	4785	323981	25991
2028	24415	28992	19732	13276	753	3069	1066	412	113249	4874	327931	26313
2029	25445	30216	20209	13267	712	2903	1084	419	115586	4964	331881	26635
2030	26167	31073	20698	13261	670	2731	1102	426	117985	5057	335831	26957
2031	27209	3231	21143	13248	625	2546	1141	441	119001	5139	339781	27279
2032	27887	33116	21568	13237	601	245	118	456	120030	5223	343731	27601
2033	28588	33949	22002	13224	577	235	1219	471	121070	5308	347681	27923
2034	29295	34788	22445	13215	551	2247	1258	486	122123	5395	351631	28246
2035	30007	35634	22897	13228	525	2138	1297	502	123188	5484	355581	28568
2036	30682	36435	23301	13236	496	2021	1341	518	124205	5572	359531	28890
2037	31435	37329	23711	13244	466	1901	1384	535	125232	5663	363481	29212
2038	32136	38161	2413	13252	436	1777	1428	552	126271	5754	367431	29534
2039	32897	39065	24556	13261	405	165	1471	569	127320	5848	371381	29856
2040	34379	40825	2499	1327	373	1519	1515	586	128381	5944	375331	30178
2041	35049	41621	25372	13275	339	1382	1537	594	129425	6039	379281	30500
2042	35846	42567	25761	13278	305	1241	156	603	130478	6137	383231	30822
2043	36513	4336	26155	13284	269	1098	1582	612	131542	6236	387181	31144
2044	37182	44154	26557	13289	233	951	1605	620	132615	6338	391131	31466
2045	37854	44952	26964	13294	196	801	1627	629	133699	6441	395081	31788
2046	38499	45718	27318	13295	158	646	1626	629	134765	6545	399031	32110
2047	39147	46487	27676	13296	120	488	1626	628	135840	6650	402981	32432
2048	39797	47259	28039	13297	81	328	1625	628	136924	6758	406931	32754
2049	4045	48034	28408	13299	41	166	1624	628	138017	6869	410881	33076
2050	41105	48812	28781	13302	0	0	1623	628	139119	6981	414831	33398



Anexo VIII

ANEXO VIII – TIPOS DE SISTEMAS DE IRRIGAÇÃO

De acordo com Andrade (2001), existem quatro métodos básicos de irrigação: de superfície, por aspersão, localizada e subirrigação. Para cada método, há dois ou mais sistemas de irrigação para se adequarem à variedade de culturas, solos, declividades, entre outros parâmetros locais. A seguir, uma caracterização dos principais sistemas de irrigação usados no Brasil.

A8.1 – IRRIGAÇÃO POR SUPERFÍCIE

Na irrigação por superfície, a distribuição da água se dá por gravidade, e a demanda de eletricidade se limita a bombas d'água para elevar a água dos canais de distribuição para os campos. Esse é o método de irrigação mais usado no mundo e inclui os sistemas de inundação por tabuleiros, como é o caso do arroz inundado, e por sulcos (ANDRADE, 2001). Ambos são comumente usados no Brasil.

A8.2 – IRRIGAÇÃO POR INUNDAÇÃO

A irrigação por inundação é comumente usada no cultivo do arroz (Figura A4), principalmente no Rio Grande do Sul. Existem no estado cerca de 5,4 milhões de hectares de terras baixas. Destes, cerca de 3 milhões são utilizados com arroz irrigado e, anualmente, cerca de 1 milhão de hectares são plantados (SOSBAI, 2007). O Censo Agropecuário de 2006 indicou 962.040 hectares irrigados por inundação para o cultivo de cereais, dos quais 886.922 hectares estavam localizados na região Sul do país (IBGE, 2007). Assume-se aqui que a totalidade dos hectares irrigados por esse método no Brasil é voltada para o cultivo do arroz irrigado.

O consumo de eletricidade para esse sistema de irrigação é relativamente baixo por litro de água bombeado (ANDRADE, 2001). Contudo, devido aos grandes volumes de água necessários para inundar o solo com uma lâmina d'água de 15 cm, o consumo de energia é elevado. Estima-se que o volume de água para irrigação do arroz seja da ordem de 8.600 m³/ha a 10.000 m³/ha aplicados com uma vazão média de 1,2 L/s.ha durante o ciclo do arroz de 80 a 100 dias (SOSBAI, 2007). Isso implica um tempo de operação das bombas de 2.083 horas por ano, assumindo um ciclo por ano. As subestações de bombeamento de água para o arroz irrigado totalizam em média 0,5 cv/ha de potência (MARCOLIN; ROBAINA, 2002), o que equivale a 0,373 kW/ha. Assim, chega-se a um consumo de 776 kWh/ha/ano para a irrigação do arroz.



Figura A4 – Arroz Irrigado por Inundação

Fonte: www.bms.org.br.

A) IRRIGAÇÃO POR SULCOS

A irrigação por sulcos é outro método de superfície comum no Brasil e seu consumo de eletricidade é praticamente nulo, visto que opera por gravidade, sendo os sifões comumente instalados manualmente, como mostra a Figura A5. Assim, o consumo elétrico da irrigação por sulcos foi considerado zero. A área total irrigada em 2006 foi de 189.721 hectares (IBGE, 2007), por volta de 4,2% da área total irrigada.



Figura A5 – Irrigação por Sulcos na Cultura do Milho

Fonte: EMBRAPA; ANDRADE, 2001

B) IRRIGAÇÃO POR ASPERSÃO CONVENCIONAL

O método de irrigação por aspersão convencional (Figura A6) é o método mais difundido no Brasil, e os vários sistemas representaram 35% da área irrigada em 2006 (IBGE, 2007). São mais recomendados para áreas pequenas, pois requerem mão de obra para mover os aspersores. Todavia, é possível o uso de canhões de água em culturas que protegem melhor o solo (ANDRADE, 2001). Esses sistemas de canhão, autopropelidos ou não, são muito usados na aplicação de vinhaça nas lavouras de cana-de-açúcar (OLIVEIRA et al, 2009), onde sistemas por aspersão respondem por 65% da área irrigada, não incluindo sistemas de pivô central, que serão abordados na próxima seção (IBGE, 2007).



Figura A6 – Sistemas de Irrigação por Aspersão: Aspersor Convencional, Autopropelido de Barra, Canhão Autopropelido

Fonte: ANDRADE, 2011; MENDES et al., 2012

Devido à alta pressão necessária para o funcionamento dos canhões, o consumo de energia é elevado, situando-se entre 3 kWh/ha e 9 kWh/ha por mm de lâmina de irrigação aplicada (MAROUELLI; SILVA, 1998).

C) IRRIGAÇÃO POR ASPERSÃO (PIVÔ CENTRAL)

O pivô central é o sistema de irrigação mais utilizado no Brasil, correspondendo a 892.887 hectares em 2006, ou 19,6% do total irrigado (IBGE, 2007). O sistema consiste de uma única lateral que gira em torno de uma torre central (Figura A7).



Figura A7 – Irrigação por Pivô Central

Fonte: MENDES et al., 2012; MAROUELLI; SILVA, 1998

Uma análise da eficiência energética de sistemas de pivô central, feita no assentamento Itamaraty, no Mato Grosso do Sul, onde existem 58 sistemas cobrindo uma área de 7.200 hectares, chegou a um consumo médio de 8,69 kWh/ha.mm (LIMA et al., 2009).

D) SISTEMAS LOCALIZADOS: MICROASPERSÃO E GOTEJAMENTO

São sistemas localizados que umedecem áreas mais restritas, aumentando a eficiência da aplicação. São muito usados em hortaliças, frutas e plantas ornamentais. O consumo de eletricidade está entre 1 kWh/ha.mm e 4 kWh/ha.mm (MAROUELLI; SILVA, 1998).



Figura A8 – Sistema de Microaspersão em Bananal

Fonte: ANDRADE, 2001

A8.3 – PLANTIO DIRETO E A IRRIGAÇÃO

A cobertura do solo sob plantio direto reduz as perdas de umidade para a atmosfera. A redução da evapotranspiração no sistema de plantio direto implica redução no número de irrigações na lâmina de irrigação, levando, portanto, a uma redução na demanda de eletricidade para irrigação. Moreira (2010) relata a redução tanto no coeficiente de cultura quanto no número de irrigações por ciclo necessárias no cultivo do milho sob plantio direto em relação a práticas convencionais. O número de irrigações é reduzido de 14 para 10, conforme a cobertura do solo vai de 0% a 100%, ou seja, conforme vai se implementando a prática de plantio direto. Essa redução é consequência da redução da perda de umidade do solo, como pode ser visto pela redução do coeficiente de cultura na Figura A9. Apesar de uma análise quantitativa da projeção da demanda de eletricidade sob sistemas conservacionistas não ser possível, o aumento da área sob plantio direto no cenário REF do presente estudo significa uma possível superestimação das projeções de demanda de eletricidade na irrigação nesse cenário.

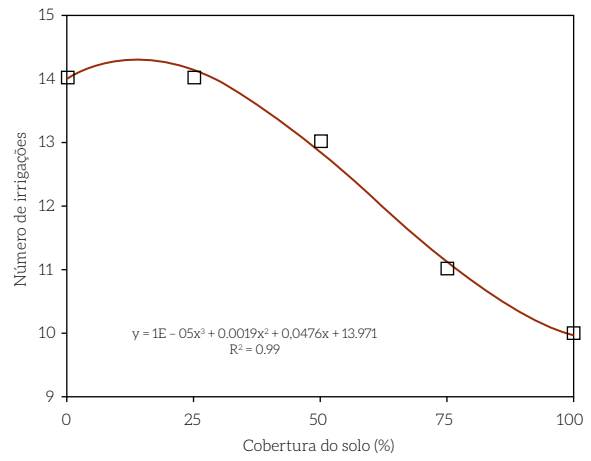
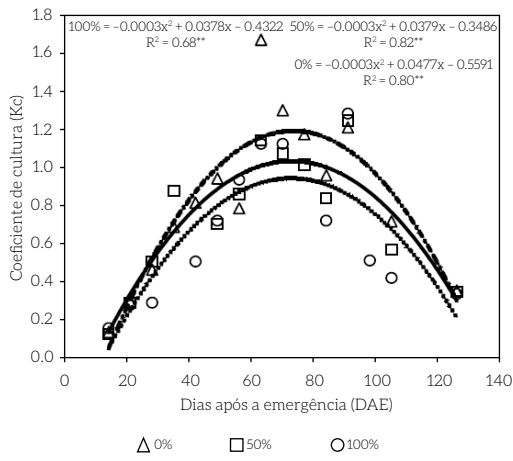


Figura A9 – Redução do Coeficiente de Cultura e do Número de Irrigações conforme Cobertura do Solo em Sistema de Plantio Direto do Milho

Fonte: MOREIRA, 2010



Anexo IX

ANEXO IX – CÁLCULO DAS LÂMINAS DE IRRIGAÇÃO

CANA-DE-AÇÚCAR

Para a cana-de-açúcar, foi adotada um método diferenciado, já que a fertirrigação com vinhoto é uma prática comum que não é motivada apenas pela demanda hídrica da cultura, que pode chegar a 500 mm mesmo na região Sudeste, em anos com precipitação acima de 1.000 mm (OLIVEIRA et al., 2009). Assim, a lâmina de irrigação foi determinada como sendo de 350 mm em todo o país, independentemente da região do cultivo.

ARROZ

Por utilizar primariamente o método de inundação, a irrigação do arroz também recebe metodologia diferenciada, com base em volumes de água por ciclo de cultivo. Por volta de 8.000 m³ de água são bombeados em vazão média de 1,2 m³ por segundo no Rio Grande do Sul, durante um ciclo de cultivo de 100 dias (SOSBAI, 2007). A potência média das bombas é de 0,5 cv por hectare (MARCOLIN; ROBAINA, 2002). Calculando-se o tempo de operação das bombas, pode-se chegar ao consumo médio de 777 kWh por hectare para a irrigação do arroz de inundação.

SOJA

Devido à variabilidade na distribuição das precipitações, existe sempre a necessidade de irrigação suplementar para garantir máxima produtividade. Em áreas irrigadas de cultivo de soja no Rio Grande do Sul, Vivan (2010) relata demanda hídrica por lâminas de irrigação suplementar variando entre 44 mm e 430 mm por ciclo de cultura. Carvalho et al. (2013) relatam valores médios de 310 mm para a lâmina de irrigação da soja por pivô central e de 395 mm por sulcos. Uma média ponderada pela área irrigada por cada método leva à média de 261 mm, que foi adotada como a lâmina de irrigação média para o Brasil.

ALGODÃO

Aquino e Berger (2011) relatam coeficientes de cultura médios para o algodoeiro cultivado em Januária (norte de Minas Gerais) como sendo entre 3 mm e 4 mm por dia para um ciclo médio de 148

dias. Bezerra et al. (2009) determinaram o coeficiente de cultivo do algodoeiro em Bom Jesus da Lapa (BA) entre 2,0 mm e 3,0 mm por dia, e um ciclo médio de cultivo de 191 dias. Isso implica demanda hídrica média de 477 mm por ciclo do algodoeiro, que foi o valor usado no cálculo da demanda de eletricidade para a irrigação do algodão no Brasil.

MILHO

Para o cultivo de milho no estado de Santa Catarina, Piccoli (2011) encontrou lâmina média de irrigação para o milho de 241 mm por ciclo. O valor utilizado como a lâmina média para o Brasil, para o presente estudo, foi de 250 mm por ciclo.

CAFÉ

Para o cultivo irrigado de café na região de Catalão (GO), Reis et al. (s.d.) relatam lâminas médias de irrigação por volta de 500 mm por ano, valor utilizado como a lâmina média para o Brasil.

TRIGO

Para o trigo, Silva, Arf e Rodrigues (2008) relatam valores médios de 350 mm para lâmina de irrigação que mantém tensão de água no solo de -0,05 MPa no município de Selvíria (MS). Esse foi o valor implementado como lâmina média no Brasil.

FEIJÃO, BANANA E MANDIOCA

Torres et al. (2013) citam o valor de 426 mm como lâmina média ideal na região de Uberaba (MG). Em outro experimento buscando avaliar a lâmina real de irrigação para o feijão carioca no município de Cristalina (GO), Mantovani et al. (2012) chegam a uma lâmina mínima real de 418 mm. A média entre os dois valores acima fica em 421 mm, e essa foi a lâmina média de irrigação usada no presente estudo. Na ausência de dados para a banana e a mandioca irrigadas, e dado que suas demandas hídricas são próximas à do feijão, essa mesma lâmina de irrigação de 421 mm foi usada também para a banana e a mandioca.

LARANJA

Para o cultivo da laranja, foi usada a lâmina de irrigação relatada por Vescove (2009) para cultura de Citrus, no interior do estado de São Paulo. Dos três tratamentos usados no experimento, o tratamento médio (amarelo) de 60 mm por ano foi usado para a cultura da laranja.

CACAU E FLORESTAS

Para o cacau, Almeida (2012) reporta vários valores de lâminas de irrigação, sendo que o valor médio ficou em 910 mm por ano no Semiárido baiano. O mesmo valor foi utilizado para as florestas plantadas irrigadas.

FORRAGEIRAS

Para as forrageiras, foi utilizado um valor média entre as lâminas médias da soja e do milho como descrito acima. Esse valor ficou em 256 mm por ano.



Anexo X

ANEXO X – AGRICULTURA DE BAIXO CARBONO

Tabela A1 – Total de Dados sobre Custo de Produção das Diferentes Culturas nos Sistemas de Plantio Direto e Cultivo Convencional em Diferentes Municípios Provenientes da Base de Dados da Conab

Cultura	----- CC -----		----- SPD -----	
	R\$/ha	Local	R\$/ha	Local
Algodão	7.833,00	Local Barreiras/BA Cristalina/GO	6.025,48	Local Chapadão do Sul/MS Campo Verde/MT Sorriso/MT
	6.635,58		6.413,83	
			7.033,65	
Média	7.234,30		6.491,00	
Feijão	3.343,64	Taquaritiba/SP Taquaritiba/SP	3.149,79	Cristalina/GO Unai/MG Campo Mourão/PR
	3.521,88		3.978,37	
			3.539,92	
Média	3.432,76		3.556,02	
Milho	1.912,11 3.850,50	Balsas/MA Barreiras/BA	2.312,22	Balsas/MA Barreiras/BA Balsas/MA Unai/MG Chapadão do Sul/MS Londrina/PR Campo Mourão/PR Primavera do Leste/MT
			3.784,10	
			2.447,33	
			3.631,57	
			3.296,55	
			3.151,31	
			3.481,08	
2.628,38				
Média	2.881,30		3.091,56	
Soja	1945,0 3021,93	Barreiras/BA Londrina/PR	2.475,82	Barreiras/BA Brasília/DF Cristalina/GO Rio Verde/GO Balsas/MA Unai/MG Campo Novo dos Parecis/MT Primavera do Leste/MT Sorriso/MT Londrina/PR Londrina/PR Campo Mourão/PR Cruz Alta/RS São Luiz Gonzaga/RS Pedro Afonso/TO
			2.381,51	
			2.049,21	
			1.937,46	
			2.122,09	
			2.397,43	
			2.500,06	
			2.931,43	
			2.248,86	
			3.688,45	
			3.594,93	
			2.566,25	
			2.446,91	
			1.878,85	
2.729,62				
Média	2.483,50		2.529,92	
Trigo			2.096,02	Londrina/PR Cascavel/PR Ubiratá/PR Passo Fundo/RS
			2.174,61	
			2.165,09	
			2.277,34	
Média			2.178,26	
Arroz sequeiro	2.236,50	Sorriso/MT Balsas/MA	3.117,02	Sorriso/MT Sorriso/MT
	1.779,00		2.828,06	
Média	2.007,73		2.972,54	
Arroz irrigado			5.737,89	Cachoeira do Sul/RS Pelotas/RS Uruguaiana/RS
			5.238,94	
			5.596,25	
Média			5.524,36	

Tabela A2 – Produtividades (t/ha) das Culturas nos Sistemas de Plantio Direto (SPD) e Cultivo Convencional (CC) de 2012 a 2050

	Algodão		Arroz		Feijão		Milho		Soja		Trigo
	SPD	CC	SPD	CC	SPD	CC	SPD	CC	SPD	CC	SPD & CC
2012	3,47	3,72	5,19	4,38	1,06	1,00	5,53	4,48	2,76	2,52	2,31
2013	3,93	4,21	5,34	4,51	0,93	0,87	5,53	4,48	2,93	2,67	2,90
2014	4,14	4,44	5,53	4,66	1,14	1,07	5,60	4,54	2,96	2,70	2,98
2015	4,20	4,51	5,60	4,72	1,01	0,95	5,68	4,60	2,98	2,73	3,06
2016	4,26	4,57	5,68	4,79	0,96	0,91	5,76	4,67	3,01	2,75	3,14
2017	4,32	4,64	5,75	4,85	1,12	1,05	5,84	4,73	3,04	2,78	3,21
2018	4,39	4,70	5,83	4,92	1,15	1,08	5,92	4,79	3,07	2,81	3,29
2019	4,45	4,77	5,90	4,98	1,12	1,06	6,00	4,86	3,10	2,83	3,37
2020	4,51	4,84	5,98	5,04	1,22	1,15	6,08	4,92	3,14	2,87	3,45
2021	4,57	4,91	6,05	5,10	1,29	1,21	6,22	5,04	3,19	2,91	3,53
2022	4,64	4,98	6,13	5,17	1,31	1,23	6,36	5,16	3,24	2,96	3,61
2023	4,71	5,05	6,20	5,23	1,38	1,30	6,51	5,27	3,29	3,01	3,68
2024	4,77	5,12	6,27	5,29	1,47	1,39	6,65	5,39	3,34	3,06	3,76
2025	4,85	5,21	6,37	5,37	1,35	1,27	6,80	5,50	3,40	3,10	3,84
2026	4,92	5,28	6,44	5,44	1,37	1,29	6,94	5,62	3,45	3,15	3,92
2027	4,99	5,35	6,52	5,50	1,40	1,31	7,08	5,74	3,50	3,20	4,00
2028	5,06	5,43	6,60	5,57	1,42	1,34	7,23	5,85	3,55	3,25	4,08
2029	5,13	5,50	6,68	5,63	1,45	1,36	7,37	5,97	3,61	3,29	4,15
2030	5,20	5,57	6,76	5,70	1,47	1,39	7,51	6,09	3,66	3,34	4,23
2031	5,26	5,65	6,84	5,77	1,50	1,41	7,66	6,20	3,71	3,39	4,31
2032	5,33	5,72	6,92	5,83	1,52	1,43	7,80	6,32	3,76	3,44	4,39
2033	5,40	5,79	7,00	5,90	1,55	1,46	7,94	6,44	3,81	3,49	4,47
2034	5,47	5,87	7,07	5,97	1,57	1,48	8,09	6,55	3,87	3,53	4,55
2035	5,54	5,94	7,15	6,03	1,60	1,51	8,23	6,67	3,92	3,58	4,62
2036	5,61	6,01	7,23	6,10	1,62	1,53	8,38	6,78	3,97	3,63	4,70
2037	5,68	6,09	7,31	6,16	1,65	1,55	8,52	6,90	4,02	3,68	4,78
2038	5,74	6,16	7,39	6,23	1,67	1,58	8,66	7,02	4,08	3,72	4,86
2039	5,81	6,23	7,47	6,30	1,70	1,60	8,81	7,13	4,13	3,77	4,94
2040	5,88	6,31	7,55	6,36	1,72	1,62	8,95	7,25	4,18	3,82	5,02
2041	5,95	6,38	7,62	6,43	1,75	1,65	9,09	7,37	4,23	3,87	5,09
2042	6,02	6,45	7,70	6,50	1,78	1,67	9,24	7,48	4,28	3,92	5,17
2043	6,09	6,53	7,78	6,56	1,80	1,70	9,38	7,60	4,34	3,96	5,25
2044	6,15	6,60	7,86	6,63	1,83	1,72	9,53	7,71	4,39	4,01	5,33
2045	6,22	6,67	7,94	6,70	1,85	1,74	9,67	7,83	4,44	4,06	5,41
2046	6,29	6,75	8,02	6,76	1,88	1,77	9,81	7,95	4,49	4,11	5,49
2047	6,36	6,82	8,10	6,83	1,90	1,79	9,96	8,06	4,55	4,15	5,56
2048	6,43	6,89	8,17	6,89	1,93	1,81	10,10	8,18	4,60	4,20	5,64
2049	6,50	6,97	8,25	6,96	1,95	1,84	10,24	8,30	4,65	4,25	5,72
2050	6,57	7,04	8,33	7,03	1,98	1,86	10,39	8,41	4,70	4,30	5,80



Anexo XI

ANEXO XI – RESTAURAÇÃO FLORESTAL

CUSTOS APLICADOS À RESTAURAÇÃO FLORESTAL					
Métodos de restauração	Atividades	Insumos	Serviços	Custo total/ha	Fontes dos dados
IMPLANTAÇÃO					
Condução da Regeneração Natural	Cercamento	R\$ 2.250,00	R\$ 400,00	R\$ 2.650,00	SEMAD/MG
	Aceiramento	R\$ 0,00	R\$ 60,00	R\$ 60,00	
	Cupinicida	R\$ 50,00	R\$ 0,00	R\$ 50,00	
	Combate a formiga	R\$ 60,00	R\$ 160,00	R\$ 220,00	
	Controle Vegetação Invasora	R\$ 90,00	R\$ 60,00	R\$ 150,00	
Total				R\$ 3.130,00	
Plantio total de nativas (em linhas)	Cercamento	R\$ 2.250,00	R\$ 400,00	R\$ 2.650,00	SEMAD/MG
	Aceiramento (mecanizado ou manual)	R\$ 0,00	R\$ 60,00	R\$ 60,00	
	Preparo do solo	R\$ 0,00	R\$ 1.280,00	R\$ 1.280,00	
	Adubação	R\$ 500,00	R\$ 200,00	R\$ 700,00	
	Controle da vegetação invasora	R\$ 90,00	R\$ 60,00	R\$ 150,00	
	Mudas	R\$ 5.247,90	R\$ 0,00	R\$ 5.247,90	
	Combate a formigas	R\$ 60,00	R\$ 160,00	R\$ 220,00	
	Cupinicida	R\$ 50,00	R\$ 0,00	R\$ 50,00	
	Plantio	R\$ 0,00	R\$ 240,00	R\$ 240,00	
	Replântio	R\$ 0,00	R\$ 80,00	R\$ 80,00	
	Frete Muda		R\$ 8,83	R\$ 8,83	
Total				R\$ 10.686,73	
Plantio de nativas por nucleação (em ilhas)	Cercamento	R\$ 2.250,00	R\$ 400,00	R\$ 2.650,00	SEMAD/MG
	Aceiramento	R\$ 0,00	R\$ 60,00	R\$ 60,00	
	Preparo do solo	R\$ 0,00	R\$ 1.280,00	R\$ 1.280,00	
	Adubação	R\$ 500,00	R\$ 200,00	R\$ 700,00	
	Controle Vegetação Invasora	R\$ 90,00	R\$ 60,00	R\$ 150,00	
	Mudas	R\$ 3.146,85	R\$ 0,00	R\$ 3.146,85	
	Combate a formiga	R\$ 60,00	R\$ 160,00	R\$ 220,00	
	Cupinicida	R\$ 50,00	R\$ 0,00	R\$ 50,00	
	Plantio	R\$ 0,00	R\$ 240,00	R\$ 240,00	
	Replântio	R\$ 0,00	R\$ 80,00	R\$ 80,00	
	Frete Muda		5,29	R\$ 5,29	
Total				R\$ 8.582,14	
Adensamento	Cercamento	R\$ 2.250,00	R\$ 400,00	R\$ 2.650,00	SEMAD/MG
	Aceiramento	R\$ 0,00	R\$ 60,00	R\$ 60,00	
	Preparo do solo	R\$ 0,00	R\$ 1.280,00	R\$ 1.280,00	
	Adubação	R\$ 500,00	R\$ 200,00	R\$ 700,00	
	Controle Vegetação Invasora	R\$ 90,00	R\$ 60,00	R\$ 150,00	
	Mudas	R\$ 15.750,00 R\$ 7.875,00	R\$ 0,00	R\$ 15.750,00 R\$ 7.875,00	
	Combate a formigas	R\$ 60,00	R\$ 160,00	R\$ 220,00	
	Cupinicida	R\$ 50,00	R\$ 0,00	R\$ 50,00	
	Plantio	R\$ 0,00	R\$ 240,00	R\$ 240,00	
	Replântio	R\$ 0,00	R\$ 80,00	R\$ 80,00	
	Frete Muda	26,5	13,25	13,25	
Total				R\$ 21.180,00 R\$ 13.318,25	
Enriquecimento	Cercamento	R\$ 2.250,00	R\$ 400,00	R\$ 2.650,00	SEMAD/MG
	Aceiramento	R\$ 0,00	R\$ 60,00	R\$ 60,00	
	Preparo do solo	R\$ 0,00	R\$ 1.280,00	R\$ 1.280,00	
	Adubação	R\$ 500,00	R\$ 200,00	R\$ 700,00	
	Controle Vegetação Invasora	R\$ 90,00	R\$ 60,00	R\$ 150,00	
	Mudas	R\$ 5.247,90 R\$ 3.146,85	R\$ 0,00	R\$ 5.247,90 R\$ 3.146,85	
	Combate a formiga	R\$ 60,00	R\$ 160,00	R\$ 220,00	
	Cupinicida	R\$ 50,00	R\$ 0,00	R\$ 50,00	
	Plantio	R\$ 0,00	R\$ 240,00	R\$ 240,00	
	Replântio	R\$ 0,00	R\$ 80,00	R\$ 80,00	
	Limpeza da área - Roçada manual e seletiva	R\$ 0,00	R\$ 75,00	R\$ 75,00	
Frete Muda	R\$ 8,83	5,25	R\$ 5,25		
Total				R\$ 10.752,90 R\$ 8.657,10	
MANUTENÇÃO 1º ANO					
Condução da Regeneração Natural	Aceiramento	R\$ 0,00	R\$ 60,00	R\$ 60,00	SEMAD/MG
	Manutenção combate à formiga	R\$ 0,00	R\$ 70,00	R\$ 70,00	
	Controle Vegetação Invasora	R\$ 0,00	R\$ 60,00	R\$ 60,00	
	Adubação de cobertura	R\$ 0,00	R\$ 60,00	R\$ 60,00	
	Coroamento de mudas (regenerantes)	R\$ 0,00	R\$ 160,00	R\$ 160,00	
Total				R\$ 410,00	
Plantio total de nativas (em linhas)	Coroamento	R\$ 0,00	R\$ 600,00	R\$ 600,00	SEMAD/MG
	Adubação de cobertura	R\$ 40,00	R\$ 0,00	R\$ 40,00	
	Adubação de cobertura	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	
	Manutenção de combate a formigas	R\$ 0,00	R\$ 70,00	R\$ 70,00	
	NPK - 20-00-20 - 0,17 ton	R\$ 150,00	R\$ 0,00	R\$ 150,00	
Aceiramento	R\$ 0,00	R\$ 60,00	R\$ 60,00		
Total				R\$ 920,00	
Plantio de nativas por nucleação (em ilhas)	Coroamento	R\$ 0,00	R\$ 600,00	R\$ 600,00	SEMAD/MG
	Adubação de cobertura	R\$ 40,00	R\$ 0,00	R\$ 40,00	
	Adubação de cobertura	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	
	Manutenção de combate a formigas	R\$ 0,00	R\$ 70,00	R\$ 70,00	
	NPK - 20-00-20 - 0,17 ton	R\$ 150,00	R\$ 0,00	R\$ 150,00	
Aceiramento	R\$ 0,00	R\$ 60,00	R\$ 60,00		
Total				R\$ 920,00	
Adensamento	Coroamento	R\$ 0,00	R\$ 600,00	R\$ 600,00	SEMAD/MG
	Adubação de cobertura	R\$ 40,00	R\$ 0,00	R\$ 40,00	
	Adubação de cobertura	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	
	Manutenção de combate a formigas	R\$ 0,00	R\$ 70,00	R\$ 70,00	
	NPK - 20-00-20 - 0,17 ton	R\$ 150,00	R\$ 0,00	R\$ 150,00	
Aceiramento	R\$ 0,00	R\$ 60,00	R\$ 60,00		
Total				R\$ 920,00	
Enriquecimento	Coroamento	R\$ 0,00	R\$ 600,00P	R\$ 600,00	SEMAD/MG
	Adubação de cobertura	R\$ 40,00	R\$ 0,00	R\$ 40,00	
	Adubação de cobertura	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	
	Manutenção de combate a formigas	R\$ 0,00	R\$ 70,00	R\$ 70,00	
	NPK - 20-00-20 - 0,17 ton	R\$ 150,00	R\$ 0,00	R\$ 150,00	
Aceiramento	R\$ 0,00	R\$ 60,00	R\$ 60,00		
Total				R\$ 920,00	
MANUTENÇÃO 2º ANO					
Condução da Regeneração Natural	Aceiramento	0	R\$ 60,00	R\$ 60,00	SEMAD/MG
	Manutenção combate à formiga	0	R\$ 70,00	R\$ 70,00	
Total				R\$ 130,00	
Plantio total de nativas (em linhas)	Coroamento	R\$ 0,00	R\$ 400,00	R\$ 400,00	SEMAD/MG
	Manutenção de combate a formigas	R\$ 0,00	R\$ 70,00	R\$ 70,00	
	Aceiramento	R\$ 0,00	R\$ 60,00	R\$ 60,00	
Total				R\$ 530,00	
Plantio de nativas por nucleação (em ilhas)	Coroamento	R\$ 0,00	R\$ 400,00	R\$ 400,00	SEMAD/MG
	Manutenção de combate a formigas	R\$ 0,00	R\$ 70,00	R\$ 70,00	
	Aceiramento	R\$ 0,00	R\$ 60,00	R\$ 60,00	
Total				R\$ 530,00	
Adensamento	Coroamento	R\$ 0,00	R\$ 400,00	R\$ 400,00	SEMAD/MG
	Manutenção de combate a formigas	R\$ 0,00	R\$ 70,00	R\$ 70,00	
	Aceiramento	R\$ 0,00	R\$ 60,00	R\$ 60,00	
Total				R\$ 530,00	
Enriquecimento	Coroamento	R\$ 0,00	R\$ 400,00	R\$ 400,00	SEMAD/MG
	Manutenção de combate a formigas	R\$ 0,00	R\$ 70,00	R\$ 70,00	
	Aceiramento	R\$ 0,00	R\$ 60,00	R\$ 60,00	
Total				R\$ 530,00	



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA,
INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES

