

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONEGÓCIOS**

**CURVAS DE CUSTOS MARGINAIS DE ABATIMENTO DE GASES DE  
EFEITO ESTUFA: OPORTUNIDADES DE MITIGAÇÃO PARA  
PECUÁRIA DE CORTE**

**KARINA APARECIDA DOS SANTOS**

**DOURADOS/MS  
2016**

**KARINA APARECIDA DOS SANTOS**

**CURVAS DE CUSTOS MARGINAIS DE ABATIMENTO DE GASES DE  
EFEITO ESTUFA: OPORTUNIDADES DE MITIGAÇÃO PARA  
PECUÁRIA DE CORTE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal da Grande Dourados – Faculdade de Administração, Ciências Contábeis e Economia – para a obtenção do Título de Mestre em Agronegócios.

**ORIENTADOR:**  
Prof. Dr. Cláudio Favarini Ruviaro

**DOURADOS/MS  
2016**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONEGÓCIOS**

**KARINA APARECIDA DOS SANTOS**

**CURVAS DE CUSTOS MARGINAIS DE ABATIMENTO DE GASES DE  
EFEITO ESTUFA: OPORTUNIDADES DE MITIGAÇÃO PARA  
PECUÁRIA DE CORTE**

**BANCA EXAMINADORA:**

**ORIENTADOR:** Prof. Dr. Cláudio Favarini Ruviaro

Prof. Dr. Esmael Almeida Machado

Prof. Dr. João Augusto Rossi Borges

Prof. Dr. Jonathan Gonçalves da Silva

**DOURADOS – MS  
2016**

**KARINA APARECIDA DOS SANTOS**

**CURVAS DE CUSTOS MARGINAIS DE ABATIMENTO DE GASES DE EFEITO ESTUFA: OPORTUNIDADES DE MITIGAÇÃO PARA PECUÁRIA DE CORTE**

Esta dissertação foi julgada e aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Agronegócios com área de Concentração em Agronegócios e Desenvolvimento no Programa de Pós-Graduação em Agronegócios da Universidade Federal da Grande Dourados.

Dourados, 18 de Julho de 2016.

---

Prof. Dr. Clandio Favarini Ruviaro  
Coordenador do Programa

**Banca Examinadora:**

---

Prof. Cláudio Favarini Ruviaro, Dr. (orientador)  
Universidade Federal da Grande Dourados

---

Prof. . Esmael Almeida Machado, Dr.

---

Prof. João Augusto Rossi Borges, Dr.

---

Prof. Jonathan Gonçalves da Silva, Dr.

*“A menos que modifiquemos a nossa maneira de pensar, não seremos capazes de resolver os problemas causados pela forma como nos acostumamos a ver o mundo”.*

*(Albert Einstein)*

## AGRADECIMENTOS

Antes de tudo, a Deus que permitiu que tudo isso acontecesse, não somente neste ano como mestranda, mas em todos os momentos da minha vida, na fidelidade do cumprimento das suas promessas.

Ao meu namorado Nestor, pelo companheirismo, dedicação e apoio ao longo desta jornada.

Agradeço principalmente a minha mãe Maria do Carmo, heroína que me deu apoio e apesar de todas as dificuldades me fortaleceu nas horas difíceis.

Ao meu pai, que sempre acreditou que seria possível alcançar meus objetivos e ao seu incentivo incondicional.

Ao meu orientador Prof. Dr. . Clandio Favarini Ruviaro, pela orientação, auxílio, confiança e empenho dedicado à elaboração deste trabalho.

Aos professores do Programa de Pós Graduação (PPG) em Agronegócios da UFGD por proporcionar o conhecimento não apenas racional, mas a manifestação do caráter e afetividade da educação no processo de formação profissional. A palavra mestre, nunca fará justiça aos professores dedicados aos quais sem nominar terão os meus eternos agradecimentos.

A Universidade Federal da Grande Dourados, pela oportunidade conferida e pelo apoio institucional.

Agradeço a FUNDECT pelo apoio financeiro concedido para a realização desta pesquisa.

E a todos meus amigos do mestrado, companheiros de trabalhos e irmãos na amizade que fizeram parte da minha formação e vão continuar presentes na minha vida.

Enfim, agradeço a todos que de alguma forma contribuíram nesta trajetória, a estes só resta o meu muito obrigado!

## RESUMO

O Brasil dispõe de inúmeras razões para ser apontado como um país essencial para as reduções globais dos GEE. O país é 4º maior emissor, correspondendo a 4,63% das emissões mundiais, porém é também um dos cinco países com maior potencial de redução. No que se refere à sua condição de signatário, o país vem demonstrando, por meio de ações voluntárias, que está engajado em perfazer o compromisso assumido de reduzir suas emissões para o setor agropecuário, que corresponde a 37,09% das emissões totais de CO<sub>2</sub>eq do país. Estratégias estão sendo adotadas para o país migrar para uma economia com foco nas baixas emissões de carbono, produzindo com base em tecnologias limpas, processos e métodos que permitam adequar eficiência e sustentabilidade ambiental. Nas projeções para o cenário *Business as Usual*, mantendo a atividade em trajetória constante, as estimativas de emissões para a pecuária de corte no Mato Grosso do Sul até 2026 são de 2Gt CO<sub>2</sub>eq. no sistema extensivo; 1,7 no sistema semi intensivo e 1,2Gt CO<sub>2</sub>eq no sistema intensivo. Neste cenário, contudo, no que se refere aos parâmetros de investimento para o projeto, todos apresentaram resultados positivos para a viabilidade do projeto. No entanto, com a implantação de sistemas que integram o componente arbóreo associado a modelos de sistemas mais eficientes (semi-intensivo e intensivo) é possível alcançar custos negativos e um saldo positivo de até 1,5t CO<sub>2</sub>eq por hectare no Cenário de Baixa Emissão de Carbono I (CBEC I). As análises financeiras do projeto para os sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) e Integração Lavoura-Pecuária (ILP) apresentaram resultados de viabilidade, com TIR de até 17,43% e 14,62%, respectivamente. No entanto, a TIR no Cenário de Baixa Emissão de Carbono II (CBEC II) ficou abaixo da taxa mínima de atratividade esperada. Mesmo quando os demais índices foram positivos, o risco de investimento, nestas condições propostas pelo estudo não asseguraram a viabilidade do projeto. O único modelo de sistema que não demonstrou viabilidade em nenhum dos cenários analisados foi o sistema Silvopastoril. Apesar do alto potencial de mitigação, de até 30t CO<sub>2</sub>eq, esse sistema possui um investimento inicial mais robusto, em comparação aos outros sistemas e um risco de investimento mais alto, por se tratar de árvores nativas. Apesar da perspectiva econômica, o sistema silvipastoril é uma atividade que possui elevado potencial de controle das emissões e atende os princípios de desenvolvimento ambiental e econômico. Portanto, esse modelo de sistema pode comportar algumas readaptações para viabilizar a sua implantação. Dada à variedade de componentes e a dispersão territorial, pode haver um alto grau de heterogeneidade entre os custos de abatimento para o mesmo sistema. Assim, portanto, a eficiência do abatimento e os valores dos investimentos podem expor uma dispersão nos resultados, variando de região e de sistema. As curvas MAC denotam um ponto de partida crucial para o debate mundial sobre como restringir as emissões de GEE, demonstrando, assim, uma base concreta de custos.

**Palavras-chave:** custos marginais de abatimento, pecuária, mitigação de gases de efeito estufa.

## ABSTRACT

Brazil has many reasons to be appointed as a key country for global reductions in greenhouse gases. The country's 4th largest emitter, accounting for 4.63% of global emissions, but is also one of the five countries with the greatest reduction potential. With regard to its signatory status, the country has demonstrated, through voluntary action, which is engaged in make up its commitment to reduce its emissions to the agricultural sector, which accounts for 37.09% of total emissions of CO<sub>2</sub>e from the country. Strategies are being adopted for the country to migrate to an economy with a focus on low-carbon, producing based on clean technologies, processes and methods which ensure efficiency and environmental sustainability. In the projections for the Business as Usual scenario, keeping the activity in constant trajectory, emission estimates for beef cattle in Mato Grosso do Sul until 2026 are 2Gt CO<sub>2</sub>eq. the extensive system; 1.7 in the semi-intensive system and 1,2Gt CO<sub>2</sub>eq in intensive system. In this scenario, however, with regard to investment parameters for the project, all showed positive results for the feasibility of the project. However, with the implementation of systems that integrate the arboreal component associated with more efficient systems models (intensive and semi-intensive) can be achieved negative costs and a surplus of up to 1.5t CO<sub>2</sub>e per hectare in the Low Carbon Emission Scenario I (CBEC I). The financial analysis of the project for the Crop-Livestock-Forest integration system (IAFP) and Crop-Livestock Integration (ILP) presented results of feasibility, with IRR of up to 17.43% and 14.62%, respectively. However, the IRR in Low Scenario Emission Carbon II (CBEC II) was below the minimum expected rate of attractiveness. Even when the other indexes were positive, the investment risk in these conditions proposed by the study did not ensure the viability of the project. The only system model that showed no viability in any of the scenarios analyzed was the Silvopastoral system. Despite the high mitigation potential of up to 30t CO<sub>2</sub>eq, this system features a more robust initial investment compared to other systems, and a higher risk of investment, because it is native trees. Despite the economic perspective, the silvopastoral system is an activity that has high potential for control of emissions and meets the principles of environmental and economic development. Therefore, this system model may have some readjustments to enable its implementation. Given the variety of components and spatial dispersion may be a high degree of heterogeneity between the abatement costs for the same system. So therefore, the reduction in the efficiency and value of investments may expose a dispersion in the results, varying from region system. The MAC curves denote a crucial starting point for global discussion on restricting greenhouse gas emissions, thus demonstrating a concrete base costs.

**Keywords:** marginal abatement costs, livestock, mitigation of greenhouse gases.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Curvas de custos marginais de abatimento para SILPF no Cenário de Baixa Emissão de Carbono I (2015-2026)...	65
<b>Figura 2.</b> Curvas de custos marginais de abatimento para SILPF no Cenário de Baixa Emissão de Carbono II (2015-2026) .....	67
<b>Figura 3.</b> Curvas de custos marginais de abatimento para SILP no Cenário de Baixa Emissão de Carbono I (2015-2026). .....	73
<b>Figura 4.</b> Curvas de custos marginais de abatimento para SILP no Cenário de Baixa Emissão de Carbono II (2015-2026). .....	75
<b>Figura 5.</b> Curvas de custos marginais de abatimento para sistemas silvipastoris no Cenário de Baixa Emissão de Carbono I (2015-2026). .....	78
<b>Figura 6.</b> Curvas de custos marginais de abatimento para sistemas silvipastoris no Cenário de Baixa Emissão de Carbono II (2015-2026).....	79

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Fatores de emissões de metano (CH <sub>4</sub> ) em distintos estudos.....	37
<b>Tabelas 2.</b> Variáveis econômicas aplicadas no Cenário de Baixa Emissão de Carbono I (CBEC I) e para o cenário <i>Business as Usual</i> (CBU).....	51
<b>Tabelas 3.</b> Variáveis econômicas aplicadas no Cenário de Baixa Emissão de Carbono II (CBEC II).....	53
<b>Tabela 4.</b> Taxa de lotação, custos de produção e idade de abate dos animais de acordo com cada sistema de produção.....	55
<b>Tabela 5.</b> Potencial de mitigação por sistema de produção.....	56
<b>Tabela 6.</b> Parâmetros do projeto (CBEC I) em sistemas ILPF.....	58
<b>Tabela 7.</b> Parâmetros do projeto (CBEC I) em sistemas ILP.....	59
<b>Tabela 8.</b> Parâmetros do projeto no sistema silvipastoril para o CBEC I e CBEC II.....	61
<b>Tabela 9.</b> Parâmetros de investimentos e emissões por hectare no cenário <i>Business as Usual</i> (2015-2026).....	63
<b>Tabela 10.</b> Fluxo de caixa por hectare para o CBEC I e CBEC II, nos primeiros de implantação do SILPF, em sistema de produção extensivo, semi confinado e confinado (2015-2021).....	69
<b>Tabela 11.</b> Parâmetros de investimentos para SILPF dentro do CBEC I e CBEC II (2015-2026).....	70
<b>Tabela 12.</b> Parâmetros de investimentos para SILP dentro do CBEC I e CBEC II (2015-2026).....	76
<b>Tabela 13.</b> Parâmetros de investimentos para sistemas silvipastoris dentro do CBEC I e CBEC II (2015-2026).....	80

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

ABIEC - Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carne

ANUALPEC – Anuário Brasileiro da Pecuária

CBEC – Cenário de Baixa Emissão de Carbono

CONAB - Companhia Nacional De Abastecimento

CH<sub>4</sub> - Metano

CO<sub>2</sub> – Dióxido de Carbono

tCO<sub>2</sub>eq – Tonelada de dióxido de carbono equivalente

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations

GEE – Gases de efeito estufa

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

SILP- Sistema lavoura-pecuária

SILPF - Sistema lavoura-pecuária-floresta

SS - Sistema silvipastoril

MAC - Custos marginais de abatimento

MACC - Curvas de custos marginais de abatimento

MCTI - Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação

MDA - Ministério do Desenvolvimento Agrário

MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

N<sub>2</sub>O – Óxido Nitroso

VPL -Valor Presente Líquido

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	13
1.1 OBJETIVOS.....	15
1.1.1 Objetivo geral .....	15
1.1.2 Objetivos específicos.....	15
1.2 JUSTIFICATIVA.....	15
2 REVISÃO TEÓRICA .....	21
2.1 CURVAS DE CUSTOS MARGINAIS DE ABATIMENTO (MACC) DE GASES DE EFEITO ESTUFA .....	21
2.1.1 Curvas de Custos Marginais de Abatimento (MACC).....	21
2.1.2 As curvas MAC para o Brasil: caminhos para uma economia de baixo carbono .....	26
2.1.3 Curvas de custos marginais de abatimento: um estudo do banco mundial para uma economia de baixo carbono .....	28
2.1.4 Mercado de carbono .....	29
2.2 O BRASIL NO CONTEXTO MUNDIAL DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA .....	32
2.2.1 A responsabilidade brasileira.....	32
2.2.2 Emissões de gases de efeito estufa pela pecuária brasileira .....	33
2.3 Medidas de mitigação para a pecuária de corte no Brasil .....	38
2.4 PLANEJAMENTO DE CENÁRIOS.....	46
3 METODOLOGIA.....	48
3.1 Metodologia MACC .....	48
3.1.1 Os custos negativos das curvas MAC.....	49
3.2. Cenários aplicados ao estudo.....	50
3.3 Parâmetros nutricionais .....	57
3.4 Caracterização dos sistemas de produção para análise de SILPF, SILP e SS nas avaliações no CBEC I e CBEC II.....	58
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	62
4.1 Projeto de análise econômica e estimativa de emissões para o cenário <i>Business as Usual</i> .....	62

4.2 Projeto de análise econômica e estimativa dos Custos Marginais de Abatimento (MAC) na pecuária para sistemas ILPF no CBEC I e CBEC II.....	63
4.3 Projeto de análise econômica e estimativa dos Custos Marginais de Abatimento (MAC) para SILP no CBEC I e CBEC II. ....	72
4.4 Projeto de análise econômica e estimativa dos Custos Marginais de Abatimento (MAC) para SS no CBEC I e CBEC II. ....	77
5 CONCLUSÕES .....	82
REFERÊNCIAS .....	84
ANEXO – METODOLOGIA DO CÁLCULO .....	100

## 1 INTRODUÇÃO

Nos últimos anos observou-se um aumento na concentração dos gases de efeito estufa na atmosfera, fator que vem contribuindo para o aquecimento global. De acordo com o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas — com a sigla em inglês IPCC/ONU (2007), as concentrações de óxido nitroso ( $N_2O$ ), metano ( $CH_4$ ) e dióxido de carbono ( $CO_2$ ) elevaram-se significativamente desde os períodos pré-industriais. As emissões de  $CH_4$  e  $N_2O$  na atmosfera são menores que as de  $CO_2$ , contudo apresentam efeitos mais nocivos e com potencial de aquecimento de 21 e 310 vezes maiores que o  $CO_2$ , respectivamente.

Atividades como a pecuária contribuem substancialmente para o aumento das emissões desses gases, especialmente o  $CH_4$  proveniente de fermentação entérica (MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO — MCTI, 2012). Segundo a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura — FAO/ONU (2012), o setor corresponde a 24% das emissões totais de gases de efeito estufa no mundo (uso da terra, produção de alimentos, gestão de resíduos, processamento de produtos e transporte), 9% de todo gás carbônico gerado por fontes antrópicas e, quando abrange-se nesta estimativa a recolocação de produção de grãos ou vegetação nativa, esse resultado eleva para 37% de metano e 65% de todo óxido nitroso emitido.

Estimativas das emissões de gases de efeito estufa realizadas para o Brasil apresentam as emissões de  $CH_4$  provenientes de ruminantes como a principal fonte de emissão entre os setores da agropecuária. Em 2012, dentro do setor, o  $CH_4$  correspondeu a 62% e o  $N_2O$  a 38% das emissões geradas em  $CO_2eq$ . De todas as emissões de  $CH_4$ , 89,5% são provenientes de fermentação entérica, sendo que 75% são oriundas da pecuária de corte e 12% do rebanho leiteiro. Além disso, 41% das emissões de  $N_2O$  da atividade são resultantes de animais em pastagem (MCTI, 2014).

Assim, portanto, a realidade das alterações climáticas exige, de diversos países, medidas contundentes de reduções dos Gases de Efeito Estufa (GEE) para os próximos anos. Ainda que o debate público acentue os potenciais impactos das mudanças climáticas, pouco se observa em relação a uma política designada aos custos diretos para a mitigação desses gases, uma vez que reduzir essas emissões geram despesas (KUIK et al., 2009).

Segundo o relatório desenvolvido pelo instituto McKinsey & Company (2009), uma série de medidas coordenadas globalmente com o intuito de reduzir as emissões mundiais até 2030 pode demandar custos inferiores de até €60Gt/CO<sub>2</sub> eq. A estimação de custos para mitigar as emissões permite um debate global para uma economia de baixas emissões de carbono (EKINS; SMITH, 2012).

Partindo desse ponto, é fundamental incorporar, dentro de qualquer ação para a mitigação das emissões, medidas que não comprometam à economia. Nesse sentido, como reduzir as emissões GEE sem gerar custos diretos ou externalidades negativas para o mercado?

Pesquisadores e formuladores de políticas têm utilizado diversas metodologias que forneçam informações que permitam o dimensionamento desses custos, como as Curvas de Custos Marginais de Abatimento — *Marginal Abatement Cost Curves* (MACC). Que contrapõem os custos de abatimento dos GEE em relação à quantidade de tCO<sub>2</sub>eq abatida (KUIK et al., 2009; CARA; JAYET, 2011; KESICKI; STRACHAN, 2011; KESICKI; EKINS, 2012; VOGT-SCHILB; HALLEGATTE, 2014).

A MACC tornou-se um recurso amplamente aplicado para a formulação de políticas públicas com o intuito de avaliar os aspectos econômicos de acordo com as medidas de mitigação. Isto é devido às demonstrações de custo-benefício para cada opção a ser adotada em um determinado setor (DECC, 2009; KESICKI, STRACHAN, 2011).

Ademais a metodologia permite aos tomadores de decisões avaliarem quais são as principais oportunidades de mitigação, ponderando a relação custos por tonelada evitada que um setor é capaz de mitigar. Ademais, é possível contrastar os custos de tCO<sub>2</sub>eq abatidos com a quantidade de créditos de carbono, para a mesma medida de mitigação (MOTTA et al., 2012).

Assim propiciam-se, meios de avaliação das medidas de reduções e que podem ser isoladamente ponderados e ranqueados de acordo com seus custos. Dessa forma, torna-se mais tangível que uma medida de imposição para adoção de ações a custos abaixo do valor da curva MAC seja adotada em curto e médio prazo, sem repercussões negativas para a economia do setor (KESICKI; EKINS, 2012).

Sendo assim, o objetivo do presente trabalho é analisar, mediante as curvas MAC, os potenciais de mitigação dos sistemas integrados (lavoura-pecuária-floresta, lavoura-pecuária e silvipastoril) em contraste aos custos de abatimento para pecuária de corte no

Mato Grosso do Sul. Avaliaram-se as medidas por meio de três sistemas de produção: a pasto, confinado e semiconfinado.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo geral

Trata-se, nesta pesquisa, de estimar o custo de controle de emissões de carbono equivalente em sistemas integrados de produção na pecuária de corte sul-mato-grossense.

### 1.1.2 Objetivos específicos

Para conseguir estimar o custo de controle de emissões de carbono equivalente em diferentes sistemas de produção na pecuária de corte sul-mato-grossense optamos por realizar os seguintes procedimentos mais específicos:

- identificar as medidas que geram custos negativos para adoção;
- analisar quais alternativas estudadas são viáveis economicamente;
- apontar os custos marginais de abatimento e o total das emissões abatidas.

## 1.2 JUSTIFICATIVA

Na atual crise climática global torna-se cada vez mais claro que há uma necessidade premente em melhor compreender e dimensionar a relevância da contribuição do setor pecuário para as emissões dos gases de efeito estufa.

A pecuária apresenta um papel fundamental no desenvolvimento da economia do país. Algumas de suas atribuições nesse processo consistem na geração de alimentos, distribuição de renda, empregos e insumos para outros bens industrializados. O Brasil é um dos principais atores na produção e exportação mundial de carne bovina, com um rebanho estimado em 198.312.424 cabeças e uma produção de 10 mil toneladas equivalente-carcaça. A expansão da produtividade, melhoramento no rebanho e incentivos por meio de políticas públicas estimularam aumentos substanciais em produtividade (UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE – USDA, 2014; ANUALPEC, 2015).

Mas, apesar dos números auspiciosos, a produtividade e os índices zootécnicos da produção de carne bovina no país são considerados abaixo do adequado. A média nacional em produtividade é de apenas 49 kg de carne/ha/ano, valor bem inferior para as condições propícias de clima, alto potencial genético, qualificadas espécies forrageiras e bom solo de que o país dispõe (ANUÁRIO BRASILEIRO DA PECUÁRIA, ANUALPEC, 2015).

Outro fator determinante para manter os índices de produtividade baixos e um aumento considerável nas emissões de GEE são os sistemas de produção atuais. Este sistema estabelecido tanto no Mato Grosso do Sul e quase na totalidade que predomina no Brasil, é um sistema pastoril a regime extensivo e a utilização de pastagens cultivadas ou naturais (DIAS, 2010). No caso do MS, apesar da produção de carne bovina ser relevante economicamente para o estado, em geral, a produção caracteriza-se pelo uso extensivo e baixa tecnologia, que se refletem diretamente nos índices de produtividade.

Em dois estudos, realizados um no Mato Grosso e outro no Mato Grosso do Sul, foram prognosticados problemas associados à cadeia produtiva da carne bovina. Apesar de serem dois estudos distintos e independentes, as pesquisas constataram problemas similares, ou seja, identificaram dificuldades consideradas obstáculos emergenciais a serem superados, para o desenvolvimento da atividade em ambos os estados, como o baixo nível de gestão das propriedades, problemas relacionados à logística, baixo nível de escolaridade e insuficiente conhecimento técnico. Também ficou evidente a falta de comunicação em toda extensão da cadeia produtiva (FEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA DO ESTADO DE MATO GROSSO-FAMATO, 2008; LIMA et al., 2015).

O desempenho inferior fica mais evidente nos índices zootécnicos, pois ocorre mortalidade de 6% até a primeira desmama (primeira cria até os quatro anos), taxa de natalidade de 60%, abate em sistema extensivo em 37 meses de idade e produção média de 75 kg de carne equivalente-carcaça por hectare/ano. Para agravar esses índices insatisfatórios, o estado enfrenta problemas associados com a degradação de suas pastagens cultivadas (CÔRREA et al., 2010).

Após 20 a 30 anos de utilização contínua, sem reposição de nutrientes, beneficiando-se apenas de roçadas periódicas, essas pastagens apresentam capacidade de suporte baixo. Importante é ressaltar que, destoando do padrão geral, existem fazendas que apresentam ótimos índices de produtividade, desempenho econômico e técnico (CÔRREA et al., 2010; ZIMER et al., 2012).

A conjuntura econômica, porém, seguem favoráveis, as projeções para 2016 são otimistas, pois, com a conquista desses novos mercados, as exportações devem ser maiores para este ano. Novos acordos comerciais estão em fase de negociação com a Indonésia, com o México e com Taiwan (ABIEC, 2016). Até 2025, a produção de carne bovina deve crescer 23,3%, assim atendendo às exportações e ao consumo doméstico. Assim também, somente as exportações, devem crescer no mesmo período em 37,4% ocasionado pela redução na oferta de carne no mercado mundial. A estabilização na produção da União Europeia e a redução nos Estados Unidos sustentarão os preços elevados, o que propicia a abertura de novos mercados para países emergentes (USDA, 2014).

Nesse sentido, é perceptível a influência do setor nos índices macroeconômicos da economia nacional. Ao analisarmos o período atual da economia brasileira, percebe-se que, mesmo durante essa fase de crise econômica no país, os investimentos no agronegócio, de um modo geral, cresceram em vista de outros projetos. O orçamento do Fundo Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FNDCT), por exemplo, sofreu um corte de 1,7 bilhão, enquanto o orçamento do Plano Agrícola e Pecuário obteve um aumento de 8% (PROJETO DE LEI ORÇAMENTÁRIA ANUAL-PLOA, 2016).

Embora os índices de crescimento da economia tenham sido baixos em 2015 (PIB -3,8%), pois a retração se refletiu em praticamente todos os setores da economia (serviços com : -2,7% e indústria com -6,2%), na contramão dessa crise, o único setor que registrou crescimento no período foi o agropecuário, com 1,8% na produção e 6,1% nas exportações (IBGE, 2016). O setor deve manter-se ascendente nos próximos anos, tendo em vista as oportunidades internas de que o país dispõe: sistemas melhorados, produtividade, disponibilidade de terra e crescimento do mercado.

Com a demanda aquecida, o setor também influenciará a produção agrícola, como um importante elo para a produção de grãos, uma vez que consome uma parcela significativa da produção de farelo de milho e soja, importantes componentes na ração para os bovinos. Ao mesmo tempo haverá estímulos à comercialização de outras carnes, como suína e de frangos, abrindo espaço para o efeito de bens substitutos (MAPA, 2015a).

Dentro deste contexto, o estado do Mato Grosso do Sul representa uma parcela significativa na produção de carne bovina do país. Sendo, o quarto maior produtor de carne bovina do país, e possui, em suas pastagens, aproximadamente 15.993.943 de cabeças de gado, o que corresponde a 8,06% do total efetivo do rebanho nacional (ANUALPEC,

2015). Entre os 20 municípios que apresentam as maiores concentrações de rebanho no Brasil, 6 estão situados no Mato Grosso do Sul, sendo Ribas do Rio Claro, Corumbá, Três Lagoas, Porto Murtinho, Aquidauana e Água Clara (PRODUÇÃO DA PECUÁRIA MUNICIPAL – PPM, 2012). O setor ainda tem um papel significativo para o PIB do estado, com uma participação de 44,61% (FEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA DE MATO GROSSO DO SUL – FAMASUL, 2015).

Nos últimos anos, ocorreu um desenvolvimento nos processos produtivos no estado. Um aumento significativo na produtividade, mecanização, maior utilização de insumos, introdução de lavoura com áreas de pastagens e mudanças no sistema produtivo (semiconfinamento e confinamento), gerando, assim, uma melhora na produção de carne (SOUZA, 2010).

Apesar de algumas mudanças, ainda falta um longo caminho a ser percorrido em termos de eficiência produtiva para o estado. Alguns autores atrelam o desenvolvimento na produção de carne no estado à necessidade de investimentos em recuperação de pastagens e mudanças na cadeia produtiva (SOUZA, 2010; NEVES, 2012), mas os índices zootécnicos gerais do estado ainda permanecem aquém do esperado.

Fatores como a idade média de abate dos animais, taxa de lotação muito baixa, problemas relacionados à sanidade do rebanho, nutrição deficiente, baixa capacitação do produtor e produção predominantemente extensiva são elencados como barreiras determinantes para o desenvolvimento da atividade no estado (MICHELS; SPROESSER; MENDONÇA, 2001). Porém, a falta de incentivos para investimentos em melhorias tecnológicas e sistemas produtivos é apontada, por Buainain e Batalha (2007), como agravantes para converter o modelo atual de produção.

Mantendo estes fatores e características de produção, é difícil conservar uma produção sustentável ambiental e economicamente. Destarte, o estado não consegue elevar seus índices de produtividade e o produtor ao decorrer do tempo perde em ganhos econômicos e posteriormente, em pastagens e recursos naturais. Condicionar o sistema de produção atual, praticado no estado e a nível nacional, é insustentável em longo prazo.

Apesar dos incentivos em produção e das perspectivas promissoras do setor, o contexto ambiental não foi tratado com a mesma veemência quanto o aspecto econômico. Considerado elemento estratégico para a redução das emissões no setor agropecuário, o

Plano ABC perdeu 33% do orçamento destinado aos financiamentos para implantação de ações que reduzam as emissões de GEE (ABC OBSERVATÓRIO, 2016).

As medidas de mitigação para o setor agropecuário, nos dias atuais, estão restritas apenas ao Plano ABC. Isso ocorre posteriormente ao anúncio do governo brasileiro na 21ª Conferência das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (COP21), onde se comprometeu a reduzir em 43% as emissões de GEE até 2030, sendo o único país signatário a pactuar em reduzir as emissões (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE-MMA, 2015).

Mesmo assim, no entanto, apenas as emissões do setor agropecuário correspondem a 37% das emissões totais de GEE no Brasil (MCTI, 2014). Dessa forma, o governo brasileiro precisa adotar um plano estratégico, se pretende atingir os objetivos de restrição das emissões até 2030. Pode se valer de modelos a partir dos adotados pela União Europeia, que vêm gerando resultados concretos nos últimos anos. O importante não é apenas traçar metas, mas encontrar meios efetivos para alcançá-las.

Algumas práticas promissoras para o desenvolvimento da pecuária sustentável estão se destacando em nível de produção, de rentabilidade e de equilíbrio ambiental, assim minimizando os impactos causados pela atividade e apresentando índices significativos em produtividade.

Os sistemas integrados tornaram-se oportunos aos produtores uma vez que na mesma área plantada é possível adaptar pastagens para a alimentação do gado (contribuindo para recuperação das pastagens degradadas), lavoura (produção de soja e de milho) e floresta (agregando renda com a venda dos eucaliptos). Essa integração beneficia o controle de pragas, a estocagem de carbono e contribui para a rentabilidade econômica (KICHEL et al., 2002; PACHECO et al., 2013; SILVA et al., 2013; TOMAZI et al., 2015).

Em termos de comparação, uma pastagem degradada com um sistema de recria e engorda de bovinos gera em torno de 30 kg de carne/ha/ano, enquanto que, num sistema do tipo Integração-Lavoura-Pecuária (ILP) simultaneamente a uma pastagem bem manejada e recuperada, esse valor pode ser 15 vezes maior, chegando a alcançar até 450 kg/ha/ano (KICHEL et al., 2014).

As pastagens degradadas também são um fator determinante para os índices de produtividade inferiores. Estima-se que, no Cerrado brasileiro, as pastagens tradicionalmente cultivadas chegam a perder em média 6% do potencial produtivo ao ano, isso em decorrência do manejo inadequado e por falta de adubação (MARTINS et al., 1996).

O aspecto ambiental também é afetado diretamente pelos baixos valores em produção, pois um bovino adulto é responsável pela emissão de aproximadamente 1,5 tonelada de CO<sub>2</sub>eq. por ano. Dessa forma, quanto menos tempo o animal permanecer no sistema de produção para obter a mesma quantidade de carne, menores são as emissões. Segue-se, portanto, que sistemas que apresentam pastagens recuperadas, oferta de boas forrageiras e suplementação alimentar principalmente para a terminação do rebanho, têm a potencialidade de reduzir em até um ano ou mais o tempo de abate do animal (BUNGENSTAB, 2014).

Embora os sistemas integrados estejam em franca expansão, ainda representam um número relativamente modesto. Assim, portanto, sem uma ação concreta e adequada, as emissões não deverão diminuir, ao contrário, pois a demanda global por alimentos continua crescendo rapidamente e, dada a projeção do crescimento populacional e aumento da renda, o consumo permanecerá impulsionado (FAO, 2012).

A ONU estima que, desde os tempos pré-industriais até os tempos presentes, as emissões de GEE tenham aumentado em 70% (1970 a 2004), passando de 28,7 para 49 gigatoneladas equivalentes de dióxido de carbono (GtCO<sub>2</sub>-eq)<sup>1</sup> (IPCC/ONU, 2007). Assim, faz-se necessário programar ações que visem à mitigação de impactos ambientais.

Programar essas ações é imprescindível para um meio ambiente preservado, contudo, discutir a dimensão ambiental sem relacionar o aspecto econômico gera um impasse na busca por soluções efetivas para atenuar os efeitos das mudanças climáticas. Ademais, como medida anteposta à adoção de qualquer medida política ou imposição para mitigação, é fundamental mensurar essas ações, para traçar estratégias e analisar quais em curto prazo são viáveis e o que pode ser feito e discutido a médio e a longo prazo. Promover o crescimento econômico e equilibrar o balanço líquido das emissões de GEE apresenta-se como um desafio importante a ser atingido pelo setor (GOUVELLO et al., 2010).

---

<sup>1</sup> O conceito de CO<sub>2</sub> equivalente (CO<sub>2</sub>eq) é a medida métrica para comparar as emissões de vários gases de efeito estufa na mesma quantidade emitida. O dióxido de carbono equivalente é o resultado da multiplicação dos GEE pelo seu potencial de aquecimento global (IPCC/ONU, 2007).

## **2 REVISÃO TEÓRICA**

### **2.1 CURVAS DE CUSTOS MARGINAIS DE ABATIMENTO (MACC) DE GASES DE EFEITO ESTUFA**

#### **2.1.1 Curvas de Custos Marginais de Abatimento (MACC)**

No início dos anos 80, após a crise do petróleo na década de 70, foi aplicada a primeira curva MAC por Meier (1982). O pesquisador desenvolveu as primeiras curvas de custos marginais de abatimento com o intuito de reduzir o consumo de eletricidade. De início, a metodologia não foi chamada de curvas MAC, mas, sim, denominada como curva de conservação de fornecimento. Dessa forma, a ferramenta se transformou em um método analítico aplicado amplamente para a avaliação de eficiência energética no setor de transportes e para a indústria (MEIER, 1982; KESICKI; STRACHAN, 2011).

Em seguida, uma segunda área foi instituída baseada no método de Meier (1982), dessa vez focada no potencial de redução nas emissões de carbono e custos de abatimento, a partir dos anos 1990 (RENTZ et al., 1994; JACKSON, 1991). Subsequentemente foram iniciados os trabalhos com avaliações nas reduções de resíduos (BEAUMONT; TINCH, 2004) e disponibilidade de água, sempre com apoio nos conceitos e nas análises estatísticas das curvas MACC (ADDAMS et al., 2009).

Atualmente, as MACCs são métodos amplamente utilizados para gerar os dados necessários para a formulação de políticas públicas (VOGT-SCHILB, HALLEGATTE, 2014). Para governos que trabalham com metas de reduções, a metodologia auxilia na tomada de decisão com base nos custos de abatimento. É possível trabalhar com medidas economicamente viáveis, ponderando a quantidade de GEE para mitigar em um determinado período (BEAUMONT; TINCH, 2004; KESICKI; STRACHAN, 2011).

Para planejar estratégias políticas das mudanças climáticas é necessário analisar as alternativas para a mitigação dos GEE. Sendo assim, as curvas MAC apresentam um conjunto de informações sobre uma série de medidas e suas potencialidades de mitigação (VOGT-SCHILB; HALLEGATTE, 2014). Frequentemente as curvas MAC são aplicadas para um país ou uma determinada região, especificando os potenciais de redução e

classificando as alternativas entre as mais viáveis economicamente (DECC, 2011; KESICKI; STRACHAN, 2011).

Uma vez que a abordagem utilizada para calcular as curvas de MAC se baseia em um modelo que captura de distorções existentes no mercado e interações nos sistemas macroeconômicos, a ferramenta pode proporcionar informações valiosas para as decisões políticas, relativas tanto à introdução de um imposto sobre o CO<sub>2</sub> (baseada no preço), quanto na introdução de um sistema de licenças de CO<sub>2</sub> (KESICKI; STRACHAN, 2011).

Diversos estudos foram desenvolvidos para diferentes setores da economia no mundo com o intuito de dimensionar e quantificar as emissões. No Reino Unido, por exemplo, a metodologia foi aplicada para estimar o custo das emissões na produção de ovinos. De acordo com a pesquisa, melhorar a nutrição dos animais e aumentar a sobrevivência dos cordeiros oferece um potencial considerável na redução das emissões, pois ocorre há um custo negativo (JONES; CRUZ, 2015).

Da mesma forma, o método foi utilizado na Áustria, porém para os setores de energia, serviço e transporte. As inferências alcançadas no estudo apresentaram um resultado de 45,4 milhões tCO<sub>2</sub>eq em mitigação até 2020, apenas com medidas a custos negativos. Para o autor, esse meio de análise contribui para superar as barreiras de implantação, fornecendo as informações necessárias para reforçar as medidas de eficiência e os seus custos (WACHTER, 2013).

Na China — outro exemplo —, a metodologia também foi aplicada para quantificar a eficiência energética do setor da construção civil e o potencial de mitigação até 2030. Os resultados vêm apresentando um custo médio de abatimento em U\$19 por tCO<sub>2</sub>eq, mas, para atingir o potencial de 499,8 milhões de tCO<sub>2</sub>eq, o governo chinês deve investir em uma “poupança de energia”, optando por investimentos diretos em novas fontes de energias limpas (XIAO et al., 2014).

Nesse mesmo contexto, instituições oficiais têm utilizado a ferramenta para a formulação de políticas públicas. Assim, a União Europeia (UE) baseou-se fortemente em estudos com curvas MAC para analisar os custos nas reduções de emissões de GEE relativas aos diferentes setores da economia. O relatório denominado “*Economic Evaluation of Sectoral Emission Reduction Objectives for Climate Change*” é um diagnóstico para cobrir as medidas analisadas por país para conter suas emissões (BLOK et al., 2001).

Para cumprir seus objetivos de contenção de emissões foi então criado o método de *cap-and-trade*, um sistema econômico para a negociação de créditos de carbono. Nesse sentido, as curvas MAC são fundamentais para relacionar a questão custo-benefício (CARA; JAYET, 2011). Da mesma forma, o Programa de Ciência da Mudança Climática, dos Estados Unidos, produziu o relatório “*Scenarios of Greenhouse Gas Emissions and Atmospheric Concentrations*”, para esse relatório usando as curvas MAC como uma ferramenta ilustrativa dos potenciais de mitigação (CLARKE et al., 2007).

O Reino Unido é outro exemplo, pois o país utilizou o método MACC para a formulação da política climática do governo, política denominada de Plano de Transição de Baixas Emissões de Carbono, cuja meta é reduzir, nos anos de 2008 a 2020, as emissões de GEE em 18% (DEPARTMENT OF ENERGY AND CLIMATE CHANGE – DECC, 2009). A Comissão de Mudanças Climáticas (CCC), um órgão independente criado para aconselhar o governo inglês em assuntos que englobam alterações climáticas, utiliza, em seus relatórios, a metodologia para apresentar estimativas de custos (PYE et al., 2008).

A Irlanda e México também fazem parte dessa lista. São países que aplicam as curvas MAC para definir suas políticas públicas para a redução das emissões (KENNEDY, 2010; JOHNSON et al., 2009; SCHROEDER, 2009). Além desses países citados, as curvas MAC do mesmo modo são aplicadas por instituições supranacionais, como o Banco Mundial (BUHAUG et al., 2009).

Sendo assim, são inúmeras as pesquisas que foram desenvolvidas com o intuito de dimensionar as medidas de mitigação dos GEE com o uso da metodologia MACC no mundo (KUIK et al., 2009; MACLEOD et al., 2010; CARA; JAYET, 2011; O’BRIEN et al., 2013; MOTTA et al., 2012; LENGERS; BRITZ; HOLM-MULLER, 2014; LEVIHN; LAESTADIUS, 2014; VOGT-SCHILB; HALLEGATTE, 2014).

O setor agropecuário em congêneres utiliza-se muito dessa ferramenta para estimar os custos das emissões, sobretudo na UE. No último inventário de GEE desenvolvido pela European Environment Agency (2010), as emissões agrícolas foram responsáveis por 10% das emissões totais. O papel da agricultura dentro das políticas públicas de mitigação tem sido cada vez mais enfatizado nos últimos anos (SMITH et al., 2008). Assim, portanto, através da metodologia em questão é possível traçar metas de reduções e planos estratégicos para alcançar as baixas emissões. Na Irlanda, por citar mais um exemplo,

apenas 1,1 milhão tCO<sub>2</sub>eq. podem ser reduzidos a um custo negativo, no setor agrícola (O'BRIEN et al., 2014).

Para os países-membros do bloco, para eles equilibrarem as emissões provenientes do setor agrícola seria necessário um investimento de €32 a €42 por tonelada de CO<sub>2</sub>eq., segundo Cara e Jayet (2011), além da adoção de um sistema *cap-and-trade* para atingir o objetivo de reduzir as emissões em longo prazo. Em contrapartida, os países-membros deveriam adotar um mecanismo de subsídio para incentivar os produtores a assumir medidas de baixas emissões de carbono.

No Reino Unido, projeções realizadas pelo Comitê de Mudanças Climáticas (2008) demonstraram, em um cenário sem qualquer medida de mitigação, que as emissões no país devem reduzir em apenas 1% (1990-2020). Isso ainda em decorrência de fatores relacionados ao mercado. Por conseguinte, o governo prognosticou a premência em adotar sistemas mais eficientes. Sendo assim, estudos foram desenvolvidos por meio das curvas MAC antes de o país adotar um sistema de *cap-and-trade*. Uma dessas pesquisas apontou que, para aplicar as medidas necessárias, o investimento por tonelada de CO<sub>2</sub>eq. seria próximo a £100 para um total de 1.628 até 10.164 MtCO<sub>2</sub>eq até 2022 (MACLEOD et al., 2010).

A princípio, no Brasil, um dos poucos trabalhos desenvolvidos aplicando as curvas MAC foi construído por Silva et al., (2015) para analisar a relação custo-eficácia dos potenciais de mitigação na região do Cerrado. Os resultados alcançados no estudo projetam, para um cenário de referência na produção de carne, um volume de emissões em torno de 2,6GtCO<sub>2</sub>eq até 2030. Isso corresponde a 9% das emissões nacionais (incluindo energia, transportes, resíduos, pecuária e agricultura), embora o estudo mostre que essas emissões podem ser evitadas.

Através de estratégias como a recuperação de pastagens degradadas e como suplementação da dieta dos animais e confinamento é possível mitigar em até 24% das emissões do setor até 2030. Para os autores, essas medidas, se aplicadas inicialmente no Cerrado, podem ser usadas como um modelo para outras regiões. As inferências alcançadas oferecem uma contribuição significativa na busca de alternativas para a mitigação de GEE no Brasil e para futuros projetos em políticas públicas na forma de fomentar novos sistemas de produção.

No entanto, quando se figura uma variedade de opções viáveis para mitigar as emissões, isso não significa, tecnicamente, que, entre as alternativas economicamente eficientes, reduções nas emissões de GEE na mesma proporção (HUANG et al., 2016). Se a eficiência é variável de uma opção para outra, então é necessária uma análise mais prudente com relação às medidas de redução das emissões e possíveis incentivos a umas e a outras.

A título de exemplo, se uma alternativa proporciona um potencial de mitigação ou baixa emissão de GEE, mas concede um “custo positivo” a um determinado prazo, o poder público com o intuito de estimular a adoção desse sistema pode conceder subsídios para que esse custo adicional não seja transferido ao mercado, pois causaria um “efeito dominó”. Dessa forma, os custos iniciais suplementares seriam amortizados até que o produtor fosse capaz de produzir um rendimento extra, com a venda de créditos de carbono, por exemplo (KESICKI; STRACHAN, 2011).

Mediante isso, o conceito de uma política pública de emissão consiste em administrar a velocidade em que essas medidas podem ser adotadas. Daí se deduz, portanto, que a melhor estratégia para alcançar uma meta de curto prazo depende de metas em longo prazo. Neste caso, pode-se aplicar o exemplo da UE onde o bloco tem como propósito atingir uma redução de 20% das emissões até 2020, porém seria necessário implantar algumas opções com custos altos, se bem que com elevado potencial de mitigação. Essas medidas também seriam cruciais para atingir a meta de redução em 75% até 2050. Dessa forma, propelar tais opções só vai torná-las mais caras a longo prazo (VOGT-SCHILB; HALLEGATTE, 2014).

As variações nas estimativas no valor do carbono e das emissões dependem de vários aspectos incertos, incluindo a sensibilidade climática, hipóteses sobre as emissões futuras e posicionamento por parte dos tomadores de decisões. Devido a isso, as projeções não asseguram um nível de emissão ideal em longo prazo, mas podem informar tais avaliações e encontrar mecanismos para restringir as emissões. Sendo assim, as análises feitas através das curvas MAC são metodologias, assim como as outras, que necessitam de atualização contínua. Para isso é primordial uma discussão em torno das suas limitações e incertezas (ISACs et al., 2016).

### 2.1.2 As curvas MAC para o Brasil: caminhos para uma economia de baixo carbono

Uma sequência de trabalhos realizados pela McKinsey & Company (2009) compõe-se em um grande estudo a respeito do potencial econômico de mitigação. Os trabalhos dessa pesquisa foram realizados em 21 países e analisando diversos setores (agropecuária, indústria, floresta, transporte, resíduos e energia), tendo sido constatadas cerca de 200 oportunidades de mitigação com custos inferiores a €60/GtCO<sub>2</sub>eq.

O estudo abordou cenários, estimativas e projeções a partir de 2005 à 2030. Para o cenário-base de emissões, a pesquisa prosseguiu com a trajetória da economia nos mesmos patamares, sem introduzir qualquer medida que pudesse reduzir as emissões. Nesse mesmo cenário, as perspectivas até 2030 são de aumentos significativos das emissões globais, em 70Gt/CO<sub>2</sub>eq. Esse valor, no entanto, no cenário de Baixa Emissão de Carbono, pode limitar-se a 32Gt/CO<sub>2</sub>eq. Caso sejam introduzidas globalmente algumas ações para reduzir as emissões de GEE. Essas medidas foram abordadas no estudo em relação a cada setor da economia.

A metodologia aplicada no estudo para o Brasil adotou uma taxa de desconto em 4% para projetar os cenários macroeconômicos para cada setor analisado. Esse valor é um pouco irrealista para o cenário nacional, uma vez que bancos nacionais, por exemplo, trabalham com financiamento para projetos com uma taxa de desconto a partir de 8% (MOTTA et al.,2012). As demais variáveis econômicas, como o Produto Interno Bruto (PIB) para os anos de 2010 à 2015, foram projetadas em 3,5% ao ano, e um aumento médio de 2,8% a.a. de 2015 à 2030.

As estimativas de emissões até 2030 foram realizadas em uma abordagem de quatro fases, e simultaneamente calculados os valores de investimento para cada setor. A primeira etapa concentra-se no caso-base, com as emissões atuais baseadas no Inventário de GEE. Posteriormente, analisaram os custos e suas oportunidades de abatimento.

As medidas de abatimento de emissões englobam ações como novas tecnologias limpas, substituição de combustíveis fósseis e pacotes de eficiência para o setor da construção civil. Não se leva, entretanto, em consideração as mudanças de hábitos das famílias, como substituição de carros por transporte público ou tecnologias em fase experimental, pois são características difíceis de serem quantificadas, como comportamento e o processo de decisão do consumidor.

No que tange às oportunidades brasileiras para mitigação, o país pode reduzir em até 70% do total de suas emissões até 2030, podendo isso ser viabilizado por meio de 120 oportunidades nos dez principais setores da economia. Para avaliar essas medidas, o método analisa os custos adicionais para a população em contraste com as despesas da atividade para o setor. Em seguida, constrói-se a curva de custo seguindo do menor ao maior, de acordo com os custos e volumes de abatimento. Na última fase do processo são aferidas as curvas de acordo com seus custos de implantação e mitigação das emissões. Assim é possível prever eventuais impactos na economia.

De acordo com o relatório das 120 oportunidades brasileiras de reduzir as emissões, 10% apresentam custos negativos, portanto a economia que essas medidas geram em relação aos custos é maior que o valor do investimento. As outras 70 opções apresentam custos positivos<sup>2</sup>, esses custos não ultrapassam aos €10/tCO<sub>2</sub>eq., valor inferior ao carbono comercializado nas bolsas de valores.

Os resultados apresentados na pesquisa calculam os custos para cada setor da economia associados ao potencial de emissões abatidas. Nas análises realizadas para o setor agropecuário é possível identificar determinadas medidas para a pecuária a custos negativos. Especificamente em relação ao manejo adequado de forrageiras resultou em um custo médio de €10/tCO<sub>2</sub>, para um potencial de abatimento de 200Mt CO<sub>2</sub> eq.

O relatório também constatou que as oportunidades de mitigação se concentram principalmente no setor agropecuário, que respondeu a 37,09% das emissões de GEE em 2012 (MCTI, 2014). A atividade apresentou viabilidade de abatimento de 14% das emissões geradas no país até 2030. Ainda segundo o estudo, englobando o setor florestal e agropecuário, tem-se 70% das emissões projetadas até 2030 e 85% das potenciais emissões abatidas.

As inferências obtidas pelo estudo para o setor agropecuário pressupõem possíveis medidas, que podem ser aplicadas a curto e médio prazo, por meio de utilização de óleo mineral, melhoramento genético do rebanho e a suplementação dos animais. Embora o trabalho revele uma análise muito superficial para o setor, considerando apenas o sistema extensivo de produção. A contribuição do presente trabalho refere-se a um detalhamento para os sistemas de produção da pecuária, respeitando suas especificidades de acordo com a produção.

---

<sup>2</sup> Custos positivos: São medidas que, se adotadas, não ocasionam uma economia em relação aos custos e emissões abatidas, ou seja, o valor investido proporciona despesas extras para a produção.

### **2.1.3 Curvas de custos marginais de abatimento:** um estudo do banco mundial para uma economia de baixo carbono

Com um estudo mais completo, o Banco Mundial elaborou uma série de relatórios técnicos abordando os diversos setores da economia brasileira. Entre as análises, a instituição desenvolveu o artigo técnico denominado “Uso da Terra, Mudanças do Uso da Terra e Floresta” e nessa pesquisa foram desenvolvidos cenários para traçar projeções em longo prazo, para a agricultura e pecuária, a partir de 2010 até 2030.

Para determinar as estimativas de emissões que o Brasil geraria durante o período da pesquisa, o estudo definiu o “Cenário de Referência” (estima e projeta a evolução das emissões e dos custos de produção nos patamares em que se encontram) e “Cenário Projetado de Baixo Carbono” (estima medidas para reduzir as emissões de GEE e os custos do investimento).

De acordo com as projeções do Cenário de Referência, se o setor agropecuário mantiver os índices de emissões estimados a uma taxa média anual de 346MtCO<sub>2</sub>eq até 2030, serão necessários aproximadamente 17 milhões de hectares adicionais de terra para comportar a expansão das atividades. A perspectiva é que as terras de pastagens ocupem a maior parte dessa área, atingindo principalmente a Região Amazônica (24%).

Ainda, segundo o Banco Mundial (2010), as emissões nacionais brutas estarão associadas à produção de gado de corte, atividade que irá responder por 18% das emissões totais, no Cenário de Referência. Além disso, mais da metade das pastagens até 2030 no Cerrado se encontrarão em algum estado de degradação, que repercutirá diretamente no aumento das emissões de CO<sub>2</sub> por kg de carne.

Com a atividade agropecuária em desenvolvimento seria necessário converter vegetação nativa para o uso da produção. As regiões mais afetadas, segundo a pesquisa, seriam os territórios de fronteira na Região Amazônica e – em menor escala –, no Tocantins, no Piauí, na Bahia e no Maranhão. Conforme os resultados, a alteração no uso da terra gerada pelo desmatamento seria responsável pela maior parcela das emissões anuais, praticamente 533 MtCO<sub>2</sub>eq até 2030.

Mesmo com um sequestro de carbono em torno de 29 MtCO<sub>2</sub>eq em 2010, e reduzindo para 20 MtCO<sub>2</sub>eq em 2030, a compensação seria de apenas 1% das emissões brutas geradas. Dessa forma, o balanço líquido entre o uso e as mudanças na terra e

sequestro de carbono resultaria em acréscimos nas emissões que atingiriam os 895 MtCO<sub>2</sub>eq por ano até 2030.

Assim, embora os resultados apresentados pelo Cenário de Referência sejam desfavoráveis no longo prazo, o Cenário de Baixas Emissões de carbono oferece oportunidades viáveis para converter esse quadro de trajetória em que as emissões brasileiras se encontram. De acordo com o relatório a melhor alternativa para garantir uma economia sustentável em longo prazo, é cessar o desmatamento, pois, entre as opções analisadas, esta é a que representa maior viabilidade para mitigar as emissões de GEE no Brasil. As emissões evitadas pelo desmatamento corresponderiam a uma média de 295 MtCO<sub>2</sub>eq por ano do período entre 2010 e 2030.

A migração para uma economia sustentável, que possa assegurar o crescimento da pecuária e da agricultura, demandaria ações referentes às razões primárias do desmatamento. Demandaria investir em alternativas que garantam o aumento da produtividade na pecuária por meio de sistemas existentes. Então confinamento, sistemas integrados e intensivos poderiam ser expandidos. Dessa forma liberariam-se vastas áreas de pastagens para outras culturas para aperfeiçoar a eficiência produtiva desses setores.

O potencial apontado na pesquisa para o rendimento em produtividade na agropecuária seria o suficiente para acomodar os mais audaciosos cenários de crescimento. As alternativas analisadas são viáveis para minimizar os efeitos por demanda de terra e, conseqüentemente, reduzir o desmatamento. O restabelecimento dessas áreas pode reverter a situação atual, elevando a taxa de lotação, sequestro de carbono no solo e redução dos solos por erosão.

De acordo com as projeções apresentadas no relatório, a combinação de melhoramento genético e forragem melhorada, isso associado ao aumento na produtividade, resultaria na redução das emissões diretas oriundas do rebanho de 272 para 240 MtCO<sub>2</sub>eq por ano até 2030, ou seja, as emissões se manteriam nos patamares de 2008.

#### **2.1.4 Mercado de carbono**

O mercado de carbono integra todas as transações de crédito de carbono que são realizadas pelas empresas e procedentes de suas reduções de GEE. O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), instituído pelo Protocolo de Kyoto, assegura a redução

das emissões através de certificação. Uma vez garantida essa certificação, quem colabora para reduzir as emissões de GEE tem direito de comercializar com os países que ainda possuem metas a cumprir (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA, 2014).

A proposta do mercado voluntário foi apresentada por meio de uma metodologia denominada de Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD) com o intuito de contabilizar a redução das emissões provenientes da contenção do desmatamento e da degradação florestal (INSTITUTO DE PESQUISA AMBIENTAL DA AMAZÔNIA-IPAM, 2012). Mesmo assim, no entanto, aplicar políticas públicas de controle do desmatamento geraria custos adicionais. Países em desenvolvimento relutam com o problema infundável em se envolver com políticas climáticas, já que possuem outras prioridades emergenciais (desenvolvimento social e econômico, por exemplo), ao contrário das alterações climáticas (WARA, 2007).

Dessa forma, os países detentores das florestas adotaram o argumento abordado na pauta internacional, sobre a relevância de suas florestas na estabilidade do clima global e os custos para mantê-las. Ou seja, as despesas deveriam ser divididas entre todos os países, mediante de compensações financeiras. A alegação foi discutida e aceita, acarretando a evolução da REDD para a REDD+. Entretanto, para auferir os incentivos financeiros, os países devem contemplar algumas medidas. Esses critérios abrangem a mitigação dos GEE por meio da redução do desmatamento e da redução da degradação florestal, incluindo nessa abrangência o favorecimento à gestão, à conservação e à implantação de novas reservas florestais (IPAM, 2012).

Desde a sua criação, o mercado de carbono tem gerado interesse de diversos países por esse novo comércio. As empresas certificadas, bem como outros investidores, podem comprar ou vender licenças de emissões. Do ponto de vista ambiental, a grande adesão por parte das empresas ou países nesse comércio *cap-and-trade* corresponde a um passo necessário para a correta execução das estratégias e gestão de emissões de carbono (MONTAGNOLI; VRIES, 2010).

Um número crescente de países que integram a Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) está adotando sistemas de *cap-and-trade* como um elemento-chave para suas políticas de mudanças climáticas. A União Europeia lançou, em 2005, o programa *Emissions Trading Scheme (EU ETS)*, para certificar mais de 10.000 instalações. A cada ano, as empresas devem devolver suas licenças de emissões na mesma

proporção das suas emissões. Do contrário, o governo gera multas como forma de punição pelas emissões. Se, contudo, uma organização reduz suas emissões acima do esperado, ela pode manter esses créditos como forma de subsídio para necessidades futuras ou então vender para outras empresas (TUERK et al., 2009).

A flexibilidade promovida pelo comércio de carbono assegura custos baixos para reduzir as emissões. Ao estipular preço sobre o carbono, dando assim um valor financeiro sobre cada tonelada de emissão evitada, o *EU ETS* introduziu a mudança climática na agenda dos conselhos de administração e seus departamentos financeiros em toda a Europa. Ao permitir que as empresas comprem créditos internacionais, o *EU ETS* atua como um dos principais promotores de investimento em soluções de baixas emissões de carbono, particularmente nos países em desenvolvimento (EUROPEAN COMMISSION, 2013).

Esse sistema de *cap-and-trade* foi responsável por comercializar, de 2005 a 2008, cerca de U\$ 50 bilhões, que corresponde a um pouco mais de 2GtCO<sub>2</sub>eq por ano. Estima-se que até 2030 as emissões dos setores abrangidos pelo *EU ETS* será 43% menor, em comparação com 2005 (SKAERSETH; WETTESTAD, 2008; BARON; BUCHNER, 2009).

Nova Zelândia e Suíça também adotaram o sistema de *cap-and-trade* em 2008 (MEHLING; HAITES, 2009). Já nos Estados Unidos, algumas iniciativas em nível estadual e federal foram apresentadas para tentar minimizar as emissões. Projetos regionais, como *Greenhouse Gas Initiative* (RGGI), *Western Climate Initiative* (WCI) e *Midwestern Greenhouse Gas Accord* (MGGA) são referências para propostas legislativas de um sistema *cap-and-trade* em abrangência nacional, discutidas no Congresso dos EUA (TUERK et al., 2009). O Japão também vem discutindo propostas de um sistema *cap-and-trade* obrigatório para o setor industrial (KIMURA; TUERK, 2008).

Abordar o mercado de carbono propicia uma ampla e complexa discussão sobre os mecanismos de certificação e de comercialização, porém este não é o foco deste estudo. Dessa forma, apresentou-se apenas uma breve contextualização, uma vez que o preço da tonelada de carbono aplicado ao estudo é empregado apenas para a comparação dos resultados finais da pesquisa.

## 2.2 O BRASIL NO CONTEXTO MUNDIAL DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA

### 2.2.1 A responsabilidade brasileira

O Brasil dispõe de inúmeras razões para ser apontado como um país essencial para as reduções globais dos GEE. O país é 4º maior emissor, correspondendo a 4,63% das emissões mundiais, porém é também um dos cinco países com maior potencial de redução (MCKINSEY & COMPANY, 2009; PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE – UNEP, 2011).

No que se refere à sua condição de signatário, o país vem demonstrando, por meio de ações voluntárias, que está engajado em perfazer o compromisso assumido. Desde 1992, quando foi sede da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (UNFCCC), também denominada Cúpula da Terra do Rio de Janeiro (GOUVELLO, 2010; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA, 2012).

A partir do Protocolo de Kyoto – assinado em 1997 e com vigência a partir de 2005 –, relevantes medidas foram tomadas. O governo brasileiro instituiu em 2007 a Secretaria de Mudança Climática, associada ao Ministério do Meio Ambiente. Em 2008, desempenhando seu papel no compromisso internacional sobre mudanças climáticas, para integrar a plataforma de ações de reduções dos GEE, foi apresentado, mediante a assinatura da Lei Federal nº 12.187/2009, o Plano Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC) foi baseado no trabalho elaborado pela Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima. O PNMC estabelece princípios e diretrizes para uma redução voluntária das emissões entre 36,1% e 38,9% projetadas até 2020 (PNMC, 2008).

Na lei instituidora do PNMC foram incorporados os planos setoriais de mitigação e de adaptação das mudanças climáticas. Esse processo de regulamentação e diretrizes setoriais é realizado por meio de Grupos de Trabalho (GT) específicos. Foi então instituído um projeto inerente ao setor agropecuário. Nesse sentido, estabeleceu-se o Plano Setorial da Agricultura com o propósito precípua de realizar o Plano de Agricultura de Baixa Emissão de Carbono (Plano ABC). Este último plano iniciou suas incumbências a partir de 2010 (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO – MAPA, 2010).

O Plano ABC é uma política pública que apresenta os meios pelo qual o Brasil pretende atender ao compromisso voluntário de reduzir suas emissões para o setor agropecuário, que corresponde a 37,09% das emissões totais de CO<sub>2</sub>eq do país (446.445 GgCO<sub>2</sub>eq). O desígnio do plano se baseia em métodos de produção eficientes e sustentáveis, tais como: sistema de plantio direto, sistemas integrados (lavoura – pecuária – floresta), fixação biológica de nitrogênio, ações de reflorestamento, recuperação de pastagens degradadas e tratamento dos dejetos dos animais (MCTI, 2012; MAPA, 2012).

Estratégias estão sendo adotadas para o país migrar para uma economia com foco nas baixas emissões de carbono, produzindo com base em tecnologias limpas, processos e métodos que permitam adequar eficiência e sustentabilidade ambiental. Nesse contexto, o Brasil enfrenta um duplo desafio, que é de manter-se no ritmo de crescimento em aspectos socioeconômicos e, simultaneamente, contribuir para a redução das emissões de GEE (GOUVELLO, 2010).

De fato, os países em desenvolvimento oferecem oportunidades importantes para as reduções de emissões de carbono, principalmente por causa de suas condições climáticas favoráveis e uso de técnicas de produção de baixo consumo de energia. Mesmo assim, no entanto, a sua inclusão de forma eficiente exige um sistema de certificação que assegure soluções inovadoras para fornecer a coleta dados a baixo custo (BRENTON et al., 2009).

## **2.2.2 Emissões de gases de efeito estufa pela pecuária brasileira**

A pecuária é responsável por, aproximadamente, 22% das emissões antrópicas de GEE no Brasil. Se, contudo, nesse cálculo forem incorporadas às emissões oriundas do setor “mudança no uso da terra e florestas”, esse índice eleva-se para 80% (MCTI, 2014). Apesar dos impactos ambientais provenientes da atividade, o setor tem uma ampla notoriedade no cenário econômico, destacando-se por apresentar o maior rebanho bovino do mundo com fins comerciais, e manter sua condição entre os maiores exportadores de carne do mundo. Ainda assim é reputado com um acréscimo de potencial crescimento agropecuário para os próximos anos, seja em termos de disponibilidade de terras, seja em melhoria da eficiência nos processos produtivos (MONTEIRO; CASWELL, 2004).

Apesar de a carne bovina apresentar índices auspiciosos, a atual posição assegurada pelo país assegura é antagônica a momentos anteriores, onde o produto brasileiro

enfrentava no mercado internacional, constantes embargos decorrentes principalmente de barreiras sanitárias. Entretanto, esse cenário passou por mudanças, pois o país atualmente é responsável por 16,6% da produção mundial de carne bovina — ocupando o segundo lugar nas exportações mundiais —, escoando sua produção para 143 países e sendo responsável por movimentar na balança comercial brasileira cerca de U\$ 484 milhões em 2014 (ROSA et al., 2006; ANUALPEC, 2015).

Em oposição à boa fase, porém, o produto brasileiro vem passando por outra fase de barreiras não tarifárias, desta vez decorrente de embargos relacionados ao contexto ambiental. As discussões constantes relativas ao uso ineficiente da terra e ao desmatamento, isso reforçado pelo uso de áreas desmatadas para o fim de acomodar a produção bovina, vêm acentuando ainda mais as emissões de GEE provenientes do setor. A pressão internacional por medidas eficientes em nível de produção na pecuária está promovendo uma contestação dos sistemas produtivos atuais. Nesse contexto, o aperfeiçoamento dos processos de produção influencia diretamente na mitigação de GEE da atividade (STEINFELD et al., 2006).

Nesse sentido é que surgem diversas desaprovações acerca da pecuária brasileira, onde o impacto causado pelo seu sistema de produção extensivo provoca efeitos nocivos ao meio ambiente. Ainda assim, o país tem um forte potencial de mitigação, principalmente devido à diversidade das áreas geográficas e a condições climáticas favoráveis (BERNDT; TOMKINS, 2013).

Nos últimos anos, as emissões provenientes da agropecuária vêm registrando aumentos significativos. Em comparação ano a ano, nos anos 1995 a 2005 houve uma variação de 23,8% nas emissões e, nos anos de 2005 a 2012, essa variação foi de 7,4%. Esses níveis de emissões, que seguem em patamares elevados, são decorrentes, principalmente, do sistema de produção brasileiro, que é conduzido predominantemente á pasto. Em certos casos, a forragem de baixa qualidade propicia uma perda no processo fisiológico de digestão do animal em média de 12% a 18% de energia na forma de metano (FAO, 2006). A taxa de lotação nesses sistemas também é baixa, em torno de 1UA<sup>3</sup> por hectare (MARTHA; VILELA, 2002).

Esses fatores implicam diretamente a possibilidade de reduzir as emissões. Há, portanto, uma necessidade crescente em substituir métodos tradicionais de produção por

---

<sup>3</sup> UA é a taxa de lotação de unidade animal.

sistemas mais eficientes e tecnificados, como os sistemas confinados ou de integração (lavoura-pecuária-floresta ou lavoura-pecuária). Estes sistemas produtivos proporcionam um aumento no desempenho do animal e, por consequência, reduzem as emissões de metano e óxido nitroso. Dessa forma, a implantação de sistemas mais intensivos e que exigem menos pastagens repercute ainda na menor demanda por terras (GOUVELLO, 2010).

Diversas pesquisas corroboram, uma após a outra, a premência por alterar os sistemas produtivos atualmente aplicados às atividades agropecuárias (ALMEIDA; MEDEIRO, 2015). Segundo Deconto (2008), caso ocorra o aumento de temperatura pressuposto pelo IPCC até 2100 (a temperatura deve atingir uma elevação de 3°C), as pastagens para pecuária de corte podem perder em até 25% de sua capacidade de suporte e os custos devem aumentar a uma margem de 20% a 45%. Esse aumento nos custos de produção é resultante dos 30 a 50 dias adicionais para o período sazonal de seca nas áreas que atualmente estão propícias para pastagens.

É, no entanto, possível observar em algumas pesquisas, desenvolvidas em diversas regiões do Brasil, que as emissões brasileiras são bem menores que aquelas apresentadas por instituições internacionais. Os totais das emissões variam de região para região, dependendo de clima, de sistema de produção e da raça do rebanho, mas os resultados obtidos nesses estudos demonstram certas similaridades.

A pegada de carbono na produção de carne bovina no Rio Grande do Sul foi estimada por Ruviaro et al. (2015). De acordo com o estudo, para um rebanho de bovinos de corte completo, há uma variação nos resultados de 18,47 a 37,18 kg CO<sub>2</sub>eq por kg ganho de peso vivo, mas, quando excluídas as vacas em lactação, essa variação é ainda mais auspiciosa, resultando em 13,6 a 32,1 kg CO<sub>2</sub>eq por kg ganho de peso vivo, cabe salientar ainda, que não foi computado o sequestro de carbono que ocorre pelas pastagens, o que representaria um balanço de emissões mais baixo.

Resultados semelhantes foram alcançados por Figueiredo et al. (2016), onde o propósito era de analisar a pegada de carbono em sistemas extensivo de pastagens degradadas com *Brachiaria*. O estudo identificou um total de 18,5 kg CO<sub>2</sub>eq. por kg ganho de peso vivo. Em outra análise, também no Rio Grande do Sul, em um sistema de produção de pecuária de corte extensiva constatou-se uma média de 22,52 kg CO<sub>2</sub>eq por kg ganho de peso vivo e 9,16 kgCO<sub>2</sub>eq em sistemas melhorados (DICK et al., 2015).

As emissões provenientes da pecuária de corte também foram analisadas no estado do Mato Grosso. Os resultados demonstraram que, em fazendas com até 2000 cabeças de gado, as emissões variaram entre 4,8 a 8,2 kg de CO<sub>2</sub>eq por kg de ganho de peso vivo. Diferentemente, no entanto, nas propriedades com mais de 2000 cabeças, as emissões variaram de 5,0 a 7,2 kg de CO<sub>2</sub>eq por ganho de peso vivo (CERRI et al., 2016). As emissões de metano são resultantes da quantidade de alimento consumido pelo animal e da qualidade da dieta. De modo geral, as dietas com elevados níveis de digestibilidade favorecem um maior consumo e, conseqüentemente, uma redução nas emissões de metano por unidade de alimento consumido, em contraste a dietas com baixos níveis de qualidade (PEDREIRA et al., 2004; DE OLIVEIRA et al., 2007).

Quanto às principais pesquisas desenvolvidas no Brasil mensurando pegada de carbono da pecuária de corte, os resultados geram uma média de emissões de 48,8 kg CH<sub>4</sub>/animal/ano (BERNDT, 2010). Valor divergente do índice retratado pelo IPCC (2006). A medida de referência das emissões de metano entérico da pecuária de corte apresentada por esse instituto é de 56 kg CH<sub>4</sub>/animal/ano, valor estimado para toda a América Latina (IPCC, 2006). De modo geral, em decorrência da heterogeneidade dos sistemas de produção agropecuário, e das diferentes unidades funcionais<sup>4</sup> utilizadas para expressar as emissões dos animais, as estimativas para este setor são as mais inconstantes (ALMEIDA et al., 2012). Neste sentido, é importante ressaltar a relevância no desenvolvimento de pesquisas e da padronização de unidades funcionais a fim de contribuir com estimativas que correspondam à realidade da pecuária brasileira.

As diferenças entre alguns estudos a respeito das emissões podem ser explicadas pelas disparidades sobre cada sistema produtivo, digestibilidade e dieta. Segundo Bungenstab (2014), essas diferenças nos dados pesquisados estão associadas, principalmente, à melhoria na redução da idade de abate dos animais. Os sistemas melhorados com suplementação e boas pastagens possuem um alto potencial de reduzir em um ano ou mais o tempo de abate dos animais, acarretando uma diminuição substancial nas emissões.

---

<sup>4</sup> Desempenho quantificado de um sistema de produto para uso como uma unidade de referência num estudo de avaliação do ciclo de vida.

**Tabela 1.** Fatores de emissões de metano (CH<sub>4</sub>) em distintos estudos

Categoria de animais	Cardoso (2012) <sup>1</sup>		Primavesi et al. (2012) <sup>1</sup>	
	Peso vivo (kg)	kg CH <sub>4</sub> ano	Peso vivo kg	kg CH <sub>4</sub> ano
Touros	650	61,3	800	52
Vacas	450	74	500	60
Bezerros	35-185	11,6	180	19
Bezerras	30-160	11,6	160	15
Garrotes	195-480	40,1	-	-
Novilho	-	-	215-389	40
Boi gordo	-	-	458	53

<sup>1</sup> Sistema semi-intensivo.

**Fonte:** Elaborado pela autora com base nos dados de Cardoso (2012) e Primavesi et al., (2012).

Os resultados apresentados na Tabela 1 são semelhantes aos estudados por Monteiro (2009) e Willers et al. (2014), estudos em que os fatores de emissão são maiores nas categorias de animais vacas e touros, em seguida as categorias de engorda. Entre as fases estudadas por Monteiro (2009), 63% das emissões são provindas do estágio de cria, nos três sistemas de produção. A fase de engorda apresentou os menores índices de emissões nos sistemas intensivos. Essa tendência pode ser justificada pela eficiência produtiva em transformar alimento em produção de carne, assim as emissões provindas de sistemas intensivos tendem a ser menores (WILLERS et al., 2014). Ainda assim, os resultados são análogos aos relatados por Johnson & Johnson (1995) em estimativas feitas para gado de corte, estimativas em que as emissões foram de 59 kg CH<sub>4</sub> ano por animal.

Nos resultados obtidos por Esteves et al. (2010) em estudos conduzidos em São Carlos/SP durante três anos (2006, 2007, 2008), neles foi possível identificar que dispor de sistemas de produção mais eficientes é interessante tanto ambientalmente quanto economicamente. As emissões estimadas pelos autores foram de 40,3 kg de CH<sub>4</sub> em semiconfinamento e 38 kg de CH<sub>4</sub> em sistema intensivo. Durante o período do estudo foi observado um aumento na produção de carne que resultou em uma elevação nas emissões totais de metano, no entanto, na divisão por quilograma de carne produzida, a emissão foi bem menor em comparação as emissões totais. Com base nas inferências alcançadas por Esteves et al. (2010), os sistemas intensificados possuem um efeito significativo nas reduções das emissões por quilo de carne produzida.

É possível observar uma inomogeneidade nos estudos. Essa inclinação pode ser justificada pela diversidade produtiva presente nas mais distintas regiões do Brasil. Assim, é possível identificar em algumas pesquisas, em determinados estados, que as emissões são

bem inferiores em comparação a outros. A pesquisa desenvolvida por Willers et al. (2014), no estado da Bahia, relatou uma média de emissão de 52 kg de CH<sub>4</sub>/ano em semiconfinamento. Diferentemente, em São Carlos, no estado de São Paulo, a emissão para o mesmo sistema foi de 40,3 kg de CH<sub>4</sub>/ano (ESTEVEES et al., 2010). Essa diferença mostra que existe um campo de possibilidades a ser explorado, pois cada região exige uma determinada medida e uma solução adequada a suas condições. É fato, porém, que uma boa oferta de pastagem, suficiente para atender de forma rápida e plena as necessidades nutricionais dos animais, constitui uma relação direta nas reduções de metano, independentemente da região (ESTEVEES et al., 2010).

### 2.3 MEDIDAS DE MITIGAÇÃO PARA A PECUÁRIA DE CORTE NO BRASIL

Em estudos congêneres àqueles para quantificar o impacto ambiental proveniente da pecuária, novas pesquisas são desenvolvidas para atestar o potencial de mitigação que a pecuária brasileira apresenta. Segundo Cardoso et al. (2016), o aumento na produtividade animal utilizando leguminosas, suplementos, forrageiras, fertilizantes e concentrados é capaz de reduzir em até 7 vezes a área necessária para a produção e as emissões totais entre 58,3 e 29,4 kg de CO<sub>2</sub>eq/kg de carcaça. Isso é possível, principalmente, em virtude do menor tempo de engorda dos animais para atingirem o ponto bom de abate — sabendo-se que, em média, no Brasil, esse período, em sistema extensivo, chega há 37 meses (ALMEIDA et al., 2002; ANUALPEC, 2015; PEREIRA et al., 2015).

Barioni et al. (2007) também reforçam a inferência do potencial de mitigação da pecuária. As projeções compostas na pesquisa indicam uma melhora substancial na eficiência em nível de produção. Estima-se que, com um aumento de 29,3% dos abates, 25,4% na produção de carne e 7,4% do rebanho nacional, os índices de emissão de metano devam aumentar em apenas 2,9%. Isso representa uma diminuição de 18% nas emissões de metano por quilo de carne produzida.

A transição para sistemas eficientes é, então, considerada uma estratégia crucial para reduzir as emissões e o desmatamento no Brasil (BULLER et al. 2015). Trata-se de estratégia crucial porque a tendência na oferta de carne para os próximos anos é de acréscimos significativos na produção, oferta estimada em mais 23,3% até 2025 (MAPA, 2015).

Há um crescente debate em torno do curso das alterações climáticas e da responsabilidade exercida pela pecuária nas emissões de GEE. Embora haja o esforço conjunto de restringir as emissões em diversos setores, há uma margem potencial de mitigação inerente às estratégias disponíveis para a bovinocultura de corte, com base, principalmente, na eficiência em oportunidades nutricionais e reprodutivas (BERNDT; TOMKINS, 2013).

Para Cottle et al. (2011), a mitigação no setor pecuário consiste em três fundamentos essenciais: eficiência na alimentação, manejo adequado do rebanho e o uso de aditivos na dieta dos animais. Estratégias alimentares concisas geram efeitos potenciais sobre a produção animal. Essas medidas incluem o uso de grãos na alimentação, manejo intensivo das pastagens, composto de nitrato, saponinas e o uso adicional de leguminosas nos pastos (GRAINGER; BEAUCHEMIN, 2011).

Verificamos, no entanto, que Waghorn e Clark (2006) divergem sobre as alternativas de mitigação propostas em determinados estudos. Entre as diversas opções de mitigação observadas em algumas pesquisas, algumas são consideradas inviáveis ou de pouca aplicação no ambiente de pastagem. É importante que os agricultores tenham ciência da responsabilidade de reduzir as emissões em nível de produção, mas, para que isso aconteça, os benefícios devem exceder os custos de implantação. Medidas com alto custo de adoção são impraticáveis, como é o caso do uso de ácidos orgânicos, porém em alguns casos será possível utilizar medidas que ainda não estão disponíveis, como as vacinas inibidoras de metano — já pesquisadas e formuladas, mas ainda não disponíveis no mercado.

O estudo feito pela McKinsey & Company (2009) estima um custo positivo de R\$52,93<sup>5</sup> por animal para implantação de vacinas antimetano, no entanto é difícil prever as variáveis que podem influenciar nos custos de uma vacina (fatores não levados em consideração, como a patente e os laboratórios autorizados para fabricá-la). Para Waghorn e Clark (2006), as reduções de GEE dependerão de melhorias na gestão dietética, de melhoramento genético e de cápsulas intrarruminais de liberação controlada.

Ainda assim, no Brasil, recentemente, tem crescido uma alternativa que apresenta inúmeros benefícios, dentre eles a viabilidade econômica e resultados substanciais na rentabilidade ao pecuarista. Apontada como uma técnica satisfatória para restringir as

---

<sup>5</sup> Valor estimado no estudo em US\$ 15. A conversão foi feita com o dólar cotado em R\$ 3,52.

emissões, trata-se do Sistema de Integração Lavoura-Pecuária (SILP), que provou ser uma ótima estratégia para mitigar as emissões de GEE (CARVALHO et al., 2010).

Essa alternativa é reputada como alternativa viável para modificar o contexto atual das emissões na pecuária. O SILPF (sistema que inclui F de floresta) ou SILP (sistema só lavoura e pecuária) consistem na implantação de distintos sistemas produtivos de carne, grãos, floresta, leite, entre outros, na mesma área, em plantio rotacionado, consorciado ou sequencial. Dentro da propriedade, o uso é cíclico, no espaço e tempo, entre a pecuária e a lavoura. A integração entre lavoura e pecuária desponta como sendo uma das opções mais viáveis economicamente para o desenvolvimento da produtividade nas pastagens (VILELA, 2005).

Nesse sentido, o SILP é considerado um mecanismo promissor para atender tanto as deficiências produtivas na pecuária, quanto um importante aliado na recuperação de pastagens degradadas (MACEDO, 2009; BULLER et al., 2015). A relação do SILP com os níveis de qualidade do solo é observada nas características físicas, biológicas e químicas do solo (CARVALHO et al., 2014). Os principais efeitos de um SILP resultariam na fertilidade do solo, na utilização de subprodutos, na amortização dos custos (pela venda dos grãos), na elevação dos estoques de carbono e na capacidade de infiltração de água no solo. Em decorrência da melhoria nesses aspectos, também ocorreria um incremento em riqueza e em densidade da fauna dos solos e dos atributos microbiológicos (VILELA et al., 2011; MARTHA et al., 2010; BULLER et al., 2014; DA SILVA et al., 2014).

Alguns estudos demonstram que a implantação do SILP aumentou em  $0.60\text{Mgha}^{-1}\text{ano}^{-1}$  o estoque de carbono orgânico no solo e, sob a sucessão de outras culturas, as emissões foram de  $0.36\text{Mg ha}^{-1}\text{ano}$  (CARVALHO et al., 2014). Já em SILP na região de Cerrado, os resultados foram semelhantes aos alcançados em estudos anteriores. Em SILP sob plantio direto e pastagem permanente foi observado um valor de  $0.60\text{Mgha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ . Na lavoura em cultivo convencional, no entanto, o estoque de C foi de  $0.43\text{Mgha}^{-1}\text{ano}^{-1}$  (SALTON, 2005).

Entende-se, portanto, que o uso eficiente de SILP é capaz de conservar os estoques de carbono dos ecossistemas e de absorver o carbono da atmosfera, integrando-o aos estoques existentes (GUO; GIFFORD, 2002). De um modo geral, um SILP está associado a uma pastagem bem manejada, então apresenta um potencial considerável em elevar o teor de carbono no solo. De acordo com Guo e Gifford (2002), que analisaram 74

publicações do Brasil e de outros 15 países, foi possível identificar que a sucessão de grãos para pastagem aumentou em 19% o estoque de carbono no solo.

Segundo o relatório anual do ABC Observatório (2015), o potencial de mitigação para SILP é estimado em 1,7 t/ha/CO<sub>2</sub>eq. Os SILP estudados na pesquisa apresentaram um aumento superior a cinco vezes a capacidade de lotação das pastagens, seguido de dois anos de capim e dois anos de soja. O mecanismo para esses resultados se encontra na melhora das pastagens, que é obtida pela rotatividade de espécies de vegetais. Além disso, em um solo saudável, é possível produzir forrageiras com maior volume e melhor qualidade nutricional.

Para chegar até esse resultado, os pesquisadores estimaram as emissões em longo prazo com as estimativas de crescimento e demanda por setor, desenvolvidas pelo MAPA (2015) e a Federação das Indústrias de São Paulo (FIESP). Nesse contexto hipotético, até 2023 o Brasil alcançaria um saldo adicional nas emissões de 3,62 bilhões de toneladas de CO<sub>2</sub>eq, porém, entre as alternativas estudadas (recuperação de pastagem, SILPF e SILP), seria possível neutralizar as futuras emissões e ainda armazenar uma poupança de carbono no solo. Nesse mesmo período, a mitigação de GEE gerada por essas três alternativas promoveria uma redução dez vezes maior que a meta estimada pelo Plano ABC.

É, porém, importante ressaltar que, para esse potencial ser alcançado, seriam necessários investimentos em capacitação, bem como participação de diversos atores, assim como pequenos, médios e grandes produtores rurais e o setor público e privado. Ou seja, as metas de reduções estão associadas a grandes desafios, mas precisam ser consideradas estratégicas para o país restringir suas emissões e reverter os sistemas atuais de produção (ABC OBSERVATÓRIO, 2015).

Em um experimento realizado no Mato Grosso do Sul, em uma região conhecida como Bolsão Sul-Mato-Grossense, desenvolvida pela Embrapa Agropecuária Oeste (MS), foram alcançados resultados notáveis com o sistema ILP. Segundo os pesquisadores, se adotados SILPs nos moldes do sistema introduzido em São Mateus, em uma área disponível que soma um milhão de hectares, haveria um acréscimo de 12 milhões de arroba de carne e 15 milhões de sacas de soja por ano. Isso representaria um adicional de 1,7 bilhão de reais para a região por ano (SALTON et al., 2013).

Análogos ao SILP, os SILPFs apresentam o componente florestal como um meio de compensação ambiental e socioeconômico, propiciando benefícios que se refletem no uso

da terra (CARVALHO et al., 2014; MACEDO, 2009; ALMEIDA, 2010; LEMAIRE et al., 2014). Os SILPFs resultam em impactos positivos no sequestro de carbono e nos efeitos microclimáticos, que amplificam as contingências do uso desse sistema em um cenário de alterações climáticas (GIL et al., 2015).

Os SILPFs com 250 a 350 árvores de eucalipto/ha possuem uma capacidade de produzir em média 25 m<sup>3</sup>/ha/ano de madeira, com corte aos 8 e aos 12 anos (rebrotam) de idade. A capacidade de sequestro de carbono provinda desses troncos das árvores é de 5 tCO<sub>2</sub>eq a 18t/ha/CO<sub>2</sub>eq, variando em função da quantidade de eucalipto na área. Essas taxas de acúmulo de carbono equivaleriam à neutralização das emissões de 12 bovinos adultos/ha/ano (OFUGI et al., 2008). Em outro estudo, essa taxa de mitigação em SILPF atingiu uma redução de 3,4 t/ha/ano de CO<sub>2</sub>eq (FERREIRA et al., 2012). Uma vez que a taxa média de lotação das pastagens brasileiras é de 1,2 animais por hectare, fica perceptível a relevância de sistemas que restrinjam as emissões de GEE provenientes da pecuária e melhorem as condições ambientais e a eficiência dos sistemas de produção (ALMEIDA, 2011; MAZZETTO et al., 2015).

Em virtude da fusão de dois interesses essenciais da indústria de modo geral, com a função social na produção de alimentos, os SILPF demonstram ser uma importante ferramenta em potencial para o mercado voluntário, ainda que a contabilização e remuneração por créditos de carbonos provenientes de sistemas integrados não estejam em vigor no Brasil (FERREIRA et al., 2012).

Além dos serviços ambientais prestados, os SILPFs promovem diversos benefícios à nutrição animal, já que apresentam um alto índice de valor nutricional dos pastos comparado às pastagens convencionais, bem como maior disponibilidade de matéria seca. Essa diferença ocorre principalmente em razão da fertilidade do solo e aos resquícios de adubação das lavouras (CARVALHO et al., 2010, EUCLIDES et al., 2010; MACEDO, 2010; VILELA et al., 2011).

A qualidade do alimento ingerido também pode ser explicada por uma seleção natural dos animais por alimentos mais nutritivos (MAGNABOSCO et al., 2003; EUCLIDES; MEDEIROS, 2005). Segundo Porfírio da Silva (2003), as árvores exercem um efeito de melhoria das condições ambientais e no bem-estar do rebanho, isso ocorrendo em consequência, principalmente, da maior oferta de sombra e do controle da umidade e da

temperatura, ocasionando uma elevação nos índices de reprodução e de produtividade dos animais (CAMERON et al., 1989).

Apesar das suas vantagens em nível de produção, os SILPFs exigem prudência na implantação. Sob a ótica econômica, devem-se levar em consideração alguns aspectos, como: investimento inicial alto e uma queda na produção de carne em virtude do componente florestal, gerando, em curto prazo, um fluxo de caixa negativo. Em longo prazo, no entanto, esse sistema proporciona receitas significativas e um alto retorno no investimento, por efeito do componente florestal (COSTA et al., 2012).

Em um nível tático, o planejamento é fundamental para antever e estruturar intervenções necessárias para concretizar o que foi planejado. Essas interposições no processo têm um impacto no médio prazo que incluem decisões estratégicas sobre a aquisição/adaptação da infraestrutura exigida para implantação de sistemas integrados, mão de obra qualificada e a necessidade de investimentos complementares (capacitação, logística, entre outros). Além desses aspectos gerenciais e técnicos, o produtor deve estar atento aos fatores econômicos e financeiros que englobam esses modelos de sistemas (CASTRO; PACIULLO, 2006; MACHADO, 2011; BUNGENSTAB, 2012).

A análise financeira deve ser feita minuciosamente entre as diferentes combinações de produção animal, cultura e componente florestal (KICHEL et al., 2014). Então, portanto, até mesmo em projetos ILP, que não possuem o componente florestal (fator determinante para elevação dos custos nos anos iniciais do projeto), precisam do controle restrito da produção, dos custos e das receitas para obter resultados concretos (SALTON et al., 2013).

Pesquisas desenvolvidas pela Embrapa Pecuária de Corte (MS) demonstram que, até no sexto ano de produção, em sistemas com 227 árvores, ocorre uma redução na produtividade de carne em torno de 15%. Já os SILPFs com 357 árvores apresentam uma redução de 23% em produtividade em relação ao sistema anterior. Ainda que reduzam a produção de carne em curto prazo, estudos apontam para a viabilidade econômica dos SILPFs (ALMEIDA et al., 2012; PEREIRA et al., 2015).

Para alcançar os objetivos de mitigar as emissões de GEE provenientes da pecuária, é imprescindível melhorar o manejo de pastagens degradadas e mudar o sistema produtivo convencional. Assim, portanto, se a recuperação da pastagem for realizada em consonância a bons desempenhos no manejo, seja na adubação ou por SILP ou SILPF, essas medidas

gerariam uma eficiência no processo, tanto quanto reduziriam as emissões (FEIGL et al., 1995).

O uso ineficiente da terra pela extensa área de pastagens em estado de degradação e os baixos índices de retorno econômico da pecuária extensiva comprometem substancialmente a oferta de produtos agrícolas e de bioenergia (MARTHA et al., 2008). Tais fatores incorrem, assim, em aumento no desmatamento e em áreas com baixos índices de produtividade ou degradadas (VILELA et al., 2011).

Projeta-se que, no Brasil, a demanda por renovação/formação de pastagens corresponda a uma área de 8% do total das pastagens cultivadas, isto é, nove milhões de hectares. Então seriam necessárias de 90 a 135 mil toneladas de sementes por ano de forrageira (ALMEIDA et al., 2012). Nesse contexto, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2006), é possível inferir que 25% do total das pastagens brasileiras que apresentam algum grau de degradação. Estima-se, no entanto, que mais de 100 milhões de hectares estejam em um processo de alta degradação, necessitando de alguma forma de intervenção.

Essa ausência de investimentos reflete diretamente em menor eficiência dos rebanhos brasileiros, levando-os a ser apontados como dos piores no mundo. O aproveitamento é de apenas 18,9%. Esse índice fica distante dos principais produtores de carne bovina, como Estados Unidos e Austrália, com 25,8% e 23,3%, respectivamente (DIAS, 2009; VALDES, 2012).

Não obstante, e em consequência da ineficiência, o rendimento médio por animal está abaixo do adequado, que seria de 55 kg de carne/ha/ano, enquanto a média dos resultados obtidos nos rebanhos brasileiros é de 44 kg carne/ha/ano. Esse fator negativo pode ser atrelado principalmente ao atual e predominante sistema de produção. Esse índice poderia atingir ao menos 100 kg carne/ha/ano, em condições favoráveis uma vez que o país dispõe de animais com procedência genética e sanidade (DIAS, 2014).

Um sistema de produção ineficiente gera um efeito dominó na produção. Além das consequências ambientais, a produção de carne diminui em média para 30 kg animal/ano, impactando diretamente no retorno econômico ao produtor. Diferentemente, contudo, em um sistema de pastagem recuperada e bem manejado, esse acréscimo em peso por animal seria de 60 kg animal/ano e a taxa de ocupação se elevaria para 2 animais/hectare, obtendo-se um ganho médio de 90 kg animal/ano (SILVA, 2014).

Não obstante, há determinadas regiões onde existe disponibilidade de terras, porém apresentam empecilhos como, por exemplo, infraestrutura inadequada, que tendem a obstaculizar o investimento em tecnologias necessárias para recuperação de áreas degradadas e o aperfeiçoamento dos sistemas de produção (DIAS, 2011). Esse problema tende, no entanto, a ser amenizado em razão das pressões demográficas e econômicas. A intensificação da escassez por terras seria um forte incentivador na adoção de novas tecnologias e de sistemas mais eficientes para pecuária de corte (GOLLIN et al., 2005).

Algumas alternativas começam a surgir, demonstrando um potencial de benefícios ambientais e econômicos aos produtores. Os sistemas conhecidos como silvipastoris, que integram arborização em áreas de pastagens e animais simultaneamente se apresentam como um meio para uso da terra para gerar uma produção de forma complementar pela relação dos seus componentes (CARVALHO et al., 2001; GIL et al., 2015).

As características principais desse sistema revelam-se em seus diversos benefícios, como na proteção das pastagens e do rebanho, e contribuem para minimizar extremos climáticos. Os efeitos bioclimáticos das árvores exerce um potencial de melhora no solo, pois aumenta a entrada de matéria orgânica no sistema, promovendo o acúmulo de carbono, restringindo a mineralização da matéria orgânica (FELDHAKE, 2002; PORFIRIO-DA-SILVA, 2003; MONTAGNINI; NAIR; 2004; NICODEMO et al., 2004; PACIULLO et al., 2006)

O sistema silvipastoril aumenta a ciclagem de nutrientes no solo, além de contribuir para a captura de carbono (KAUR et al., 2002). Com o objetivo de avaliar o desempenho do sistema em solo argiloso e de baixa produtividade, Gutamanis (2004) analisou sob a densidade arbórea de *Pinnus elliotti* com idade aproximada de 30 anos em seis forrageiras. Os resultados obtidos no estudo apontaram que, em condições de maior densidade (400 árvores por há<sup>-1</sup>), os capins contribuíram em média com 28% para o estoque de carbono, enquanto que, em sistemas de menor densidade (200 árvores por ha), o estoque de carbono no solo foi de 43% no período experimental.

De acordo com Kanninen (2001), a capacidade de sequestro de carbono sobre o solo, especificamente nesse sistema, é estimada em 1,5 tonelada/ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>. Em um levantamento feito por Lima et al. (2007), em que foram catalogadas 41 espécies nativas de árvores e o potencial de absorção de carbono, o estudo identificou que, em média, uma árvore nativa é capaz de sequestrar 2,6 toneladas de carbono por hectare ano. Em algumas

espécies, porém, esse potencial é bem maior, como o Jequitibá, cuja capacidade de absorção é de 49,5 toneladas de carbono em doze anos.

Esse modelo de sistema é, portanto, composto de ampla diversidade em composição arbórea, estoque, fluxo e sequestro de carbono. Embora os níveis se deem em forma e quantidade diferentes, em razão da variação segundo a região, ecossistema e forma de uso das terras, os resultados obtidos por sistemas que integram árvores nativas, no âmbito ambiental, são os que apresentam maior potencial de mitigação (CARVALHO et.al., 2014).

Trabalhos mais recentes evidenciam a eficiência desse sistema. Nos componentes arbóreos foi possível identificar uma qualidade substancial nas pastagens sombreadas (CAMERON et al., 1989; RIBASKI et al., 2003, SOUZA et al., 2010) e no ganho de peso do rebanho (ESTEVES et al., 2010; GIL et al., 2015). As espécies arbóreas têm o potencial de melhorar os solos e de influenciar na disponibilidade de nutrientes, e, conseqüentemente, de reduzir as perdas por lixiviação e por erosão (BURESH; TIAN, 1997).

## 2.4 PLANEJAMENTO DE CENÁRIOS

Na tentativa de construir alternativas estratégicas e antecipar as ações de seus inimigos, a Força Aérea Americana (FAA) utilizou amplamente o planejamento de cenários. Essa metodologia teve sua origem nas guerras, através de exercícios de jogos militares onde máquinas e seres humanos interagem (VAN DER HEIJDEN, 1996; SCHOEMAKER, 1993).

Alguns autores definem cenários como um mecanismo poderoso que descreve histórias plausíveis e relevantes que podem direcionar ao que é substancialmente desconhecido: o futuro. Assim, com os cenários ficam possibilitadas diversas alternativas e diversos pontos causais para a tomada de decisão em um curso de eventos, facultando boas movimentações para adiantar-se a situações adversas (SCHOEMAKER, 1995; DAVIS, 1998; GODET et. al., 2004).

Ao estudar a aplicação de cenários dentro de grandes empresas, Ringland (1998) identificou que o planejamento executado através de cenários melhorou o processo de

decisão e a compreensão das implicações ocasionadas por determinadas resoluções. Dessa forma, foi possível traçar as estratégias competitivas com maior clareza dos riscos.

A imprecisão do futuro pode ser analisada no decurso de inúmeros cenários dentro de um campo de probabilidades. A experiência mostra que, de um modo geral, os modelos de cenários possíveis elaborados em um projeto são capazes de cobrir um campo de probabilidade de até 80% das situações alternativas. Os cenários são elaborados como estrutura analítica, no entanto ainda assim são baseados em intuição (GODET, 2010).

Cabe acautelar-se, no entanto, quanto a um importante aspecto, o do realismo dos cenários. Os cenários praticados no estudo demandam uma abrangência realística a respeito da produção, dos custos e das receitas em sistemas integrados no estado. A execução de cenários beneficia, particularmente, situações que envolvem um alto grau de incerteza em relação ao futuro, medidas que são onerosas ou apresentam um histórico desagradável e a necessidade de uma nova perspectiva ou mudanças significativas no contexto. É nessas implicações que a utilização de cenários se torna importante contribuição, como um mecanismo de apoio à decisão, estratégias e visão política (SCHOEMAKER, 1995).

### 3 METODOLOGIA

#### 3.1 METODOLOGIA MACC

Assumindo que a implantação irrestrita dessas alternativas de mitigação resultaria em uma estimativa do potencial de mitigação técnico, isso não representaria, necessariamente, um potencial econômico (DENNIS et al., 2012). É, portanto, fundamental identificar o potencial de mitigação técnico do econômico. A análise técnica inclui todas as medidas de reduções possíveis, independente dos seus custos.

O potencial econômico considera, contudo, as medidas com menores custos do que o valor dos créditos de carbono, além de considerar as adequações das medidas de mitigação se baseando nos custos por unidade de emissões. Dessa forma, as análises das curvas MACs são usadas para avaliar o potencial econômico para a redução das emissões (MACLEOD et al., 2010). A MACC proporciona um “cardápio” de medidas de mitigação complementares às atividades de mitigação que seria esperado em uma determinada referência futura (MORAN et al., 2011).

Neste sentido, as MACC podem ser estimadas com duas abordagens, sendo a primeira com orientação econômica e a outra baseada em um modelo tecnológico. A abordagem econômica se divide em duas diretrizes, modelo *top-down*, de equilíbrio geral, e através da abordagem *bottom-up* de equilíbrio parcial. Ambos exploram como a economia reage em condições de valores dos GEE, porém os modelos *top-down* são baseados em variáveis microeconômicas. Por isso, é possível identificar a resposta do setor, que está sendo analisado, a estímulos de mercado (KUIK et al. 2009; SERÔA DA MOTTA, 2011; KESICKI, STRACHAN, 2011; VOGT-SCHILB; HALLEGATTE, 2014).

Os modelos *bottom-up* (equilíbrio parcial) são baseados em uma abordagem tecnológica, contendo um nível minucioso de detalhamento entre as diversas tecnologias de mitigação de GEE, isso no contexto atual e cenários futuros. Esse tipo de abordagem é muito comum no setor da engenharia para implementação de novas tecnologias, no entanto a metodologia falha no aspecto de custos, superestimando os potenciais de mitigação por adesão de novas tecnologias e subestimando os custos e receitas (BOHRINGER, 1998; KUIK et al., 2009; KESICKI, STRACHAN, 2011).

Essa abordagem baseada no modelo de equilíbrio parcial (*bottom-up*) consegue apanhar as oscilações advindas de conjunturas externas sobre as prováveis tecnologias que podem substituí-las. Acontece que esse método fundamentado nesse modelo não é capaz de capturar as variáveis microeconômicas que a substituição de uma determinada tecnologia em um setor pode provocar no âmbito econômico (BOHRINGER, 1998).

A abordagem *top-down* contém, no entanto, uma minuciosidade em relação ao aspecto econômico e possíveis efeitos de uma política climática sobre o setor (HOURCADE et al., 2006). Nesse sentido, a pesquisa aplicou o modelo *top-down* (equilíbrio geral) congênere ao estudo realizado pela McKinsey & Company (2009) e pelo Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA (2012).

### **3.1.1 Os custos negativos das curvas MAC**

As curvas MAC evidenciam um potencial máximo de abatimento, no entanto estão sujeitas a fontes de barreiras, sejam elas nos custos ou na implementação (MOTTA et al., 2012). Essas variáveis são difíceis de calcular ou de medir. Há dependências na trajetória que as projeções dos custos e das emissões percorrem. Cada trajetória está sujeita a dinâmicas intertemporais, visto que são variáveis dependentes em períodos posteriores e anteriores de tempo (GOLOVE; ETO, 1996; KESICKI, 2009; EKINS et al., 2011).

A heterogeneidade das alternativas de mitigação também influencia acima dos custos negativos. Mesmo que uma dada tecnologia seja viável economicamente e resulte em um custo-eficiente, ela provavelmente não o será para outras experiências. Se, na adoção de determinada medida, os usuários aplicarem o que for adequado, no que tange à quantidade de insumos, de custos locais e de outros aspectos idiossincráticos, isso pode resultar numa aplicação rentável, portanto com custos negativos (JAFFE; STAVINS, 1994). Ocorre, no entanto, que os custos negativos apresentados na curva MAC não representam necessariamente uma viabilidade de implantação em ampla escala (em qualquer espaço e tempo). Na verdade, um estudo é estimado sempre em dimensão apenas regional, com base nos custos e nos parâmetros produtivos da específica região pesquisada.

Os riscos de um projeto que estima uma potencial receita sobre emissões evitadas incluem a incerteza em relação aos preços futuros e o ambiente irreversível do

investimento em eficiência. Disso decorre, portanto, que a taxa de desconto calculada para a análise do VPL, dependendo do projeto, poderia ser expressivamente maior que aquela aplicada em projetos convencionais (KESICKI, 2009; EKINS et al., 2011). Dessa forma, ao analisar uma curva MAC pelos seus custos negativos, é necessário levar em consideração algumas variáveis que não são estimadas na metodologia.

### 3.2 CENÁRIOS APLICADOS AO ESTUDO

Neste tópico são apresentadas detalhadamente as etapas do método concebido para o alcance dos objetivos do presente estudo. Os cenários foram construídos em duas fases econômicas distintas. O primeiro cenário, denominado *Business as Usual* (CBU), representa a evolução das emissões e dos custos de produção em um horizonte em longo prazo, na trajetória que se encontra, sem qualquer medida para mitigar as emissões. Dessa forma, as análises seguem o curso projetado segundo a demanda por carne bovina ao longo dos anos. Em relação aos custos de produção para o cenário *Business as Usual*, esses custos foram estimados com base nos dados descritos pelo ANUALPEC (2015) para a região de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, e reajustados ano a ano.

Os demais cenários, contudo, são projetados para estimar as emissões e os custos na conjuntura de cada medida de mitigação. O “Cenário de Baixa Emissão de Carbono I (CBEC I)” mantém as variáveis macroeconômicas em crescimento, enquanto o “Cenário de Baixa Emissão de Carbono II (CBEC II)” estima as condições econômicas em um contexto desfavorável. Dessa forma, é possível avaliar a variação dos custos entre os períodos. Os dados foram projetados a partir de 2015 até 2026, todos estimando os custos, os investimentos e a relação custo-benefício.

A pesquisa analisou as oportunidades de mitigação existentes em cada medida de mitigação: SILPF, SILP e sistema silvipastoril (SS). Para cada análise foram aplicados modelos de cenários (CBEC I e CBEC II) em dois níveis, isso assim feito com a finalidade de aprimorar os conhecimentos e os parâmetros técnicos econômicos de cada sistema, e desenvolver uma avaliação de custo-benefício. Para a modelagem dos cenários adotou-se a premissa de que a produção, conseqüentemente, a demanda, são restringidas pelo mercado interno. Nessa abordagem, as análises foram aplicadas em dois níveis: econômico e ambiental. Para a construção dos cálculos de viabilidade econômica em SILP e SILPF, as

estimativas foram feitas a partir dos dados descritos por Pereira et al. (2015) e estimativas de custos e produção, calculadas segundo o ANUALPEC (2015).

Os sistemas ILPF e ILP foram estudados na região de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil. O componente arboreo para o sistema ILPF é constituído pela espécie *Eucalyptus grandis* x *E. Urophylla*. A área experimental foi estabelecida em 2008, e organizada em ciclos de quatro anos. O primeiro ano está composto pelo plantio de soja, seguido por três anos de pastagens, com *Mombaça* para sistema intensivo e *Brachiaria brizantha* para sistema extensivo e semiconfinado. Os sistemas adotados neste estudo foram os componentes de SILPF com 227 árvores/ha e ILP, no entanto as estimativas correspondentes ao SS foram calculadas a partir dos dados apresentados por Vinholis et al. (2013). No estudo de análise econômica para o SS, os dados encontraram-se defasados, havendo a necessidade de readequação.

Na análise de viabilidade econômica, a taxa de desconto usada foi de 10% para o CBEC I e para o cenário *Business as Usual* (CBU) e de 12% para o CBEC II. Neste índice, a taxa assumida é apropriada para as condições econômicas brasileiras e para os custos de oportunidades livres de riscos. Entretanto, a literatura considera essa taxa demasiadamente baixa para capturar os riscos de um projeto que possui um alto grau de incertezas (MARTINS, 2000). Para Neto (2008), essa taxa pode ser elevada para até 15%. Mesmo assim, porém, com base na seguridade do plantio, clima e venda dos produtos, a taxa aplicada seguiu a hipótese inicial do projeto (10% e 12% a.a.).

Em relação à taxa de crescimento populacional, a projeção é de 0,9% a.a. para os três cenários (BANCO MUNDIAL, 2016). O percentual de demanda para a carne praticado no estudo foi o de 2,3% ao ano para o CBEC I e CBU, segundo as projeções do MAPA (2014), e o 1,5% a.a. para o CBEC II. A seguir estão detalhadas, na Tabela 2, as variáveis macroeconômicas aplicadas para a elaboração dos cenários, tendo em vista sua utilização no contexto do trabalho e prospecção no estudo.

**Tabelas 2.** Variáveis econômicas aplicadas no Cenário de Baixa Emissão de Carbono I (CBEC I) e para o cenário *Business as Usual* (CBU).

Ano	PIB	Inflação
2015	-3,8%	10,67%
2016	-3,66%	7,61%
2017 – 2026	3,0%	5,82%

**Fonte:** Elaborado pela autora com base nos dados do Banco Central do Brasil (2015, 2016) e Plano Nacional de Energia 2050 (2014).

Segundo o Plano Nacional de Energia 2050 (PNE-2014), a retomada na trajetória de crescimento do PIB para os próximos anos pode ser explicada pela recuperação gradual do crescimento e pelo retorno de investimentos, pois são consequências de ajustes a serem feitos durante os anos iniciais de 2015-2020. Diferentemente, contudo, para o PIB e a inflação aplicados no estudo sobre os períodos de 2015 e 2016, foram adotadas estimativas a partir das projeções do Relatório Focus do Banco Central do Brasil (2015) — com a ressalva de que as estimativas do PIB e da inflação de 2017 a 2026 se referem ao PNE 2050 (2014).

Nos cálculos executados para os cenários, a área alocada para cada ano e atividade é proporcional por medida de mitigação. As estimativas de custos, de investimento e de emissões foram estipuladas por hectare de terra. Operacionalmente, a rentabilidade projetada para determinada área, cultura e ano, é calculada a partir do custo, do investimento e da produtividade para aquele ano e períodos futuros.

No que se refere às emissões, não foram computados a metodologia, as estimativas de emissões por combustíveis fósseis e bens de capitais. A predileção por não incluir na metodologia estas emissões, é decorrente dos dados aplicados ao estudo. O trabalho de embasamento para as emissões nos cenários foi realizado por Steves et al., (2010). No qual, infere as emissões resultante em nível de produção. Os custos calculados seguiram a mesma premissa, foram apurados apenas os valores correspondentes em nível de produção como, sementes, solo, adubos, fertilizantes, mão de obra, análise do solo, entre outros. Os custos com o corte das árvores não estão avaliados, em razão da proposição, que a empresa responsável pela compra seja responsável pela despesa do corte.

O modelo trabalha com preços da soja, arroba do boi, eucalipto, carvão e insumos, comercializados no mês de outubro de 2015. O método assume total disponibilidade de crédito e capital de giro para investir entre as alternativas de mitigação. Isso significa que o modelo não capta uma possível crise de crédito. Para os dados aplicados no projeto, dado que 2015 e 2016 são anos de crise econômica, alguns ajustes foram feitos na análise, visando reproduzir com mais detalhes as expectativas para esses anos.

O CBEC II foi construído acima da margem de tolerância de 1,5 ponto porcentual estipulado pelo Conselho Monetário Nacional (CMN) para cada variável. As variáveis macroeconômicas foram alteradas com o objetivo de estimar os custos em um contexto

desfavorável. A Tabela 3 sintetiza o CBEC II utilizado para os anos de 2015, 2016, 2017 a 2026.

**Tabelas 3.** Variáveis econômicas aplicadas no Cenário de Baixa Emissão de Carbono II (CBEC II).

Ano	PIB	Inflação
2015	-5,8%	12,67%
2016	-6,89%	9,23%
2017 - 2026	1,5%	6,56%

**Fonte:** Elaborado pela autora com base nos dados do Banco Central do Brasil (2015, 2016) e Plano Nacional de Energia 2050 (2014).

Analisar como esses projetos reagem a estímulos, tanto positivos como negativos, em um cenário econômico, isso contribui para a análise dos custos em longo prazo. Para cada sistema foi montado um fluxo de caixa para 12 anos, computando-se o Benefício Líquido Médio (BLM), a Relação Benefício-Custo (B/C), o Fluxo de Caixa Líquido (FCL), a Taxa Interna de Retorno (TIR), o *Payback* e o Valor Presente Líquido (VPL), calculado para os cenários *Business as Usual* CBEC I e II.

Ainda que, o CBEC II foi calculado para responder como um cenário oposto das estimativas em longo prazo, ou seja, um cenário pessimista, alguns pontos desta hipótese possuem maiores probabilidades de transcorrer. Um exemplo claro é a relação ao preço do eucalipto que já desvalorizou, desde 2008 em 40%, neste mesmo período o preço médio alcançou R\$130,00 o m<sup>3</sup>, atualmente, dependendo da região, os produtores estão encontrando o mesmo metro cubico a R\$ 32,00. O diesel, despesas com insumos e mão de obra estão mais caros e a plantação de eucalipto aumentou em 27% de 2005 a 2014, o que impulsiona os preços para baixo. A produção do eucalipto é vista como uma cultura segura, em razão do crescimento da indústria de celulose no mercado mundial e brasileiro (FILHO et al., 2014).

Quando observamos a tendência dos preços reais, isto é descontada a inflação do período, as *commodities* agrícolas seguem uma trajetória de queda, retornando aos patamares dos preços praticados em 2007. Essa queda nos preços é justificada por um fenômeno que iniciou em 2007 com a “bolha imobiliária” enfrentada pelos Estados Unidos que atingiu o mercado mundial. Neste mesmo período quando a economia norte americana começa a emitir seus primeiros indícios de desgaste que iriam eclodir em 2008, uma parcela significativa dos ativos investidos em ações e títulos privados e públicos, os

conhecidos ativos financeiros tradicionais, migraram para ativos associados à *commodities* principalmente em economias emergentes. Esse movimento justifica o aumento dos preços de quase todas as *commodities* durante 2007 e no primeiro semestre de 2008. Quando a crise emergiu os preços dos ativos financeiros, inclusive das *commodities*, sofreram fortes desvalorização, até 2009 os preços manterão a trajetória de queda. Com a injeção de liquidez dos bancos centrais, das principais economias do mundo, houve uma forte recuperação nas cotações das *commodities* até 2012, registrando picos históricos em 2011 e 2012. Pois, uma parcela destes recursos injetados no mercado encontrou oportunidade de valorização em ativos associados às *commodities*. Atualmente, a economia passa por outra fase, onde ocorre a reversão desse fenômeno, com os primeiros indícios de recuperação da economia americana e o retorno dos investimentos nos ativos financeiros tradicionais. Toda essa conjuntura faz com que a economia mundial retorne a sua trajetória, ou seja, os preços das *commodities* devem se manter estáveis (SERIGATI; POSSAMAI, et al., 2015).

Dessa forma, as análises auferidas neste estudo possuem o propósito de estimar os custos dentro das condições do mercado futuro e suas tendências.

Por meio dos cálculos de indicadores econômicos, o estudo tem como objetivo acrescentar nesta análise mais dados que possam integrar a discussão de viabilidade econômica dos projetos. A ideia de acrescentar mais dados foi adotada porque o único indicador aplicado ao modelo metodológico foi o VPL, pois os demais cálculos foram utilizados como somatórios para a discussão dos resultados. Segundo Noronha (1987), ao se usufruir de uma análise para um novo projeto, são necessários, no mínimo, dois indicadores.

Importante ressaltar que, o propósito da pesquisa é uma inclinação mais econômica. Ao observar um cenário futuro, atualmente existem poucas metodologias que forneçam informações suficientes para comercialização do crédito de carbono ou possíveis deficiências financeiras nos projetos das alternativas de mitigação. Dessa forma, a presente pesquisa pretende trabalhar com os custos de mitigação e viabilidade econômica dos projetos.

O VPL calculado para um fluxo de caixa corresponde ao valor presente de pagamentos a serem efetuados no futuro, subtraído a uma taxa de desconto. Para o projeto ser considerado viável, o VPL deverá ser maior que zero (PUCCINI, 2011). O conceito do VPL está associado diretamente à TIR. Ambas são técnicas muito aplicadas em análises de

investimentos de capital, assim como também são usadas a B/C ou a RBC (*benefit-cost ratio*), que associam as vantagens de um projeto, expresso em termos monetários (NETO, 2008). O princípio da análise para a B/C parte da ideia que, de cada real investido no projeto, o retorno é proporcional ao resultado da relação B/C (MARTINS, 2000).

Ainda assim, se o VPL fosse positivo, a TIR deve possuir um valor superior ao custo de oportunidade do capital e o *Payback* o menor tempo possível. Desse modo, o projeto só será aceito se a TIR for maior que o custo de capital. Destarte, compreende serem custo de oportunidade de capital os fluxos de caixa que foram realizados em razão de uma aplicação de ativos na análise de investimento (GITMAN, 2010). O projeto só é considerado de fato atrativo, mesmo com um VPL positivo, quando a TIR apresenta uma taxa de atratividade superior ao mínimo esperado pelo produtor (10% a.a.).

Para determinar a composição e a proporção dos sistemas produtivos, adotou-se uma abordagem considerando estimativas fornecidas pelo ANUALPEC. Esses dados foram utilizados para projetar a capacidade de lotação e idade de abate detalhados por cada sistema de produção, apresentados na Tabela 4. As variáveis de taxa de lotação e idade de abate permanecerão imutáveis para ambos os cenários.

**Tabela 4.** Taxa de lotação, custos de produção e idade de abate dos animais de acordo com cada sistema de produção.

<b>Sistemas</b>	<b>Taxa de lotação (ha)<sup>1</sup></b>	<b>Idade de abate</b>
Extensivo (a pasto)	0,8	37 meses
Semiconfinado	1,1	34 meses
Confinamento	1,3	32 meses

<sup>1</sup>hectare

<sup>2</sup>custo de produção por animal.

**Fonte:** Elaborado pela autora com base nos dados do ANUALPEC (2015).

No que concerne ao cenário *Business as Usual*, os custos foram projetados a partir dos dados relatados pelo ANUALPEC (2015). Segundo essa fonte, o custo por sistema de produção segue a seguinte premissa: i) sistema confinado R\$ 514 animal/ano; ii) semiconfinado R\$ 327 animal/ano; iii) a pasto R\$ 249 animal/ano. As estimativas de lotação e idade de abate permanecem, porém, para os três cenários estudados (Tabela 4).

Embora se encontrem na literatura trabalhos que apresentem resultados mais eficientes, em relação às variáveis apresentadas na Tabela 4, por se tratar de casos isolados, esses dados não foram computados no estudo. Os índices descritos pelo ANUALPEC

(2015) representam uma média da situação no estado do Mato Grosso do Sul. De modo geral, é plausível analisar os custos e o retorno do investimento proporcional às condições das propriedades no estado.

As estimativas de emissões praticadas na análise ambiental seguiram as recomendações do IPCC (2006), assim adotando o fator de 56 kg CH<sub>4</sub>/ano para cada animal após a desmama, mais 1 kg de CH<sub>4</sub>/ano pelos dejetos em sistemas extensivos, 40,3 kg CH<sub>4</sub>/ano em semiconfinamento e 38 kg CH<sub>4</sub>/ano em sistema intensivo (ESTEVES et al., 2010). O modelo para as medidas de mitigação seguiu com base nas pesquisas desenvolvidas no Brasil, que estimaram o potencial de mitigação para cada sistema (Tabela 5).

**Tabela 5.** Potencial de mitigação por sistema de produção.

<b>Sistemas</b>	<b>Potencial de mitigação</b>	<b>Fontes</b>
SILPF	3,4 tCO <sub>2</sub> eq/ha/ano	Ferreira et al. (2012).
SILP	1,7 tCO <sub>2</sub> eq/ha	Observatório do Plano ABC, (2015)
Silvipastoril	2,60 tCO <sub>2</sub> eq/ha/ano	Lima et al. (2007)

**Fonte:** Elaborado pela autora.

Sistemas de integração têm sido estudados em diversas regiões do país, sempre com base nas particularidades específicas regionais quanto a espécies, a combinações temporais e espaciais dos componentes e com o propósito de funcionalidade do sistema (PEREIRA et al., 2015). Devido a essa diversificação de elementos, ainda existe uma lacuna nas pesquisas relacionadas ao potencial de mitigação por sistema produtivo. Assim, portanto, este estudo adotou a premissa de mitigação para os três sistemas produtivos, ou seja, o potencial de mitigação manteve-se constante para os CBEC I e CBEC II.

Em razão das áreas degradadas no Brasil, os sistemas de integração assumem um papel central na restrição das emissões de GEE. A redução em produtividade, a maior ou menor qualidade das pastagens e os níveis baixos de eficiência na produção animal repercutem nas emissões por unidade produzida. Além disso, sistemas extensivos são extremamente demandantes no que tange à necessidade por terras e sua manutenção. Sistemas intensivos, no entanto, como SILPF ou SILP, possuem um alto potencial de mitigação, principalmente por elevarem a produtividade e reduzirem a demanda por terra (SALTON et. al., 2013).

### 3.3 PARÂMETROS NUTRICIONAIS

As dietas dos animais estão subdivididas por sistemas de produção. No sistema extensivo, a dieta era composta de pastagens (*Brachiaria brizantha*) e por suplementação de sal e, durante os períodos secos, proteinado de farelo de soja. Nessa fase, o consumo de suplementação de sal foi de 100g/UA/dia e 2 kg de peso vivo/animal com proteinado. A suplementação através de proteinado proporcionou uma melhor relação custo-benefício, pois facilitou o ganho de peso e, apesar dos custos, a quantidade oferecida ao animal é pequena, em comparação a outras opções.

No sistema semiconfinado houve, no entanto, algumas alterações na dieta dos animais, isso devido à restrição e ao controle do tempo no confinamento. A alimentação foi constituída de forragem (*Brachiaria brizantha*), feno e concentrados. O consumo de matéria seca (MS) foi de 5 toneladas por 60 dias no início do confinamento para 1,1 UA/ha. Os animais foram alocados para o confinamento quando atingiram um peso de 400 kg para os machos e 320 kg para as novilhas e as vacas. Os animais foram mantidos até alcançarem o peso ideal de abate (em média, 80 dias). Em relação aos níveis de concentrados, o fornecimento foi de 2% do peso vivo tendo como componentes: milho triturado (19,5%), casca de soja (66,9%), farelo de algodão (9%), uréia (1%), sulfato de amônia (0,12%), sal comum (0,20%) e sal mineral (0,70%).

No sistema confinado, a alimentação dos animais era constituída de volumoso de *Mombaça* e milho, este produzido na fazenda. A dieta era composta em 35% de volumoso (silagem mista de forragem e milho e 65% de concentrado. O consumo médio diário por animal foi de 15,6 kg de volumoso e 4,9 kg de concentrado. A ração fornecida aos animais durante o período de confinamento foi composta de milho triturado (20%), polpa cítrica (16%), raspa de mandioca (16%), casca de soja (15%), girassol (17,5%), amendoim (5%), confinamix (2%), calcita (1,5%), ureia (1%) e farelo de algodão (6%). A escolha dos alimentos que compõem a ração seguiu de acordo com a disponibilidade dos produtos locais, proporcionando custos favoráveis e disponibilidade técnica.

### 3.4 CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO PARA ANÁLISE DE SILPF, SILP E SS NAS AVALIAÇÕES NO CBEC I E CBEC II.

O sistema de produção ILPF delineado no estudo é formado por uma área experimental, dividida entre plantio de soja e o componente arbóreo. Este componente arbóreo está plantado em linhas simples, com espaçamento de 22 metros entre linhas e dois metros entre as plantas, somando 227 eucaliptos por hectare. Ainda foram realizadas adubações entre os intervalos do plantio da soja a cada quatro anos. A produção de feno é realizada apenas no segundo ano. Os dados descritos na Tabela 6 referem-se à elaboração dos cenários para SILPF procedentes do estudo realizado por Pereira et al. (2015).

Na análise econômica aplicaram-se os princípios da avaliação de investimento, dado que os custos de introdução desses sistemas se desenvolvem em uma perspectiva de longo prazo (12 anos). Os valores de venda referem-se à cotação do preço em outubro de 2015 e os custos com manutenção foram estimados em R\$ 36,00/hectare/ano para SILPF.

**Tabela 6.** Parâmetros do projeto (CBEC I) em sistemas ILPF

<b>Cultura</b>	<b>Produção</b>	<b>Preço de venda</b>
<b>Soja</b>		
1º ano	35 sacos/hectare	
4º ano	38 sacos/hectare	R\$ 63,00/saco de 60 kg
8º ano	40 sacos/hectare	
<b>Carvão</b>		
8º ano	80 m <sup>3</sup>	R\$ 48,00 m <sup>3</sup>
12º ano	125 m <sup>3</sup>	
<b>Madeira (serraria)</b>		
12º ano	35 m <sup>3</sup>	R\$ 135,00 m <sup>3</sup>
<b>Feno</b>		
2º ano	4 toneladas	R\$ 173,98/ tonelada
<b>Bovino (peso/vivo)</b>		
1º ao 12º ano	420 kg/hectare/ano	R\$ 123,56/ arroba
@/carcaça	18 arrobas	

**Fonte:** Elaborado pela autora com base nos dados de Pereira et al. (2014).

No modelo aplicado ao CBEC I para SILPF e SILP, apenas as variáveis de produção foram mantidas para o CBEC II. Os índices de preços, custos, PIB, inflação, taxa de desconto e demanda foram alterados. Partindo do pressuposto de que haja uma queda nos preços, a carne bovina foi cotada a R\$95,00/@, a soja a R\$ 40,00/saca de 60 kg, a tonelada de madeira a R\$98,00 m<sup>3</sup>, carvão a R\$ 36,00 m<sup>3</sup> e o feno a R\$ 118,60 a tonelada.

E com o pressuposto de que ocorra uma elevação nos custos de insumos em 30%, então será possível analisar as condições econômicas a partir das curvas MAC. Os parâmetros econômicos do projeto para o segundo cenário não fazem parte do trabalho de Pereira et al. (2015). As análises foram refeitas dentro das condições do CBEC II.

Para a modelagem das avaliações dos projetos neste estudo, os índices de produção para os cenários de SILP são resultantes do estudo elaborado por Pereira et al. (2015), conforme descrito na Tabela 7. O custo operacional para o CBEC I por carcaça produzida foi de R\$ 62,68 em sistema extensivo, de R\$ 86,35 em sistema semiconfinado e de R\$ 110,48 em confinamento.

**Tabela 7.** Parâmetros do projeto (CBEC I) em sistemas ILP

<b>Cultura</b>	<b>Produção</b>	<b>Preço de venda</b>
<b>Soja</b>		
1º ano	35 sacos/hectare	
4º ano	49 sacos/hectare	R\$ 63,00/saco de 60 kg
8º ano	55 sacos/hectare	
<b>Bovino (peso/vivo)</b>		
1º ano	508 kg/hectare/ano	R\$ 123,56/ arroba

**Fonte:** Elaborado pela autora com base nos dados de Pereira et al. (2014).

Em relação aos custos calculados no estudo para SILP, foram contabilizados preparo do solo, plantio, tratamento de sementes, silagem, aplicação de defensivos, produtos veterinários, serviços braçais, colheita mecânica, vacinas, transporte interno, fertilizantes, bem como despesas administrativas e de pós-colheita. Da mesma forma que com sistemas anteriores, os custos com insumos apresentaram o maior percentual de despesa. Sobre a hipótese de preços para o CBEC II em sistema ILP, seguiu-se a premissa do CBEC II em sistema ILPF, com a carne bovina cotada em R\$ 95,00/@ e a soja em R\$ 40,00/saca de 60 kg.

Os custos com insumos apresentaram o maior percentual de despesa (64%), em sistemas silvipastoris, seguidos dos custos com mecanização. Os dados para os coeficientes técnicos de produção para SS aplicados para ambos os cenários foram estabelecidos com base no projeto de pesquisa de Vinholis et al. (2013). Cabe informar, contudo, que esses dados se encontram defasados, havendo a necessidade de ajustes.

Os SS foram estabelecidos em uma área de 7,7 hectares, em um experimento da Embrapa Pecuária Sudeste, em São Carlos/SP. Os componentes arbóreos são de espécies pau-jacaré (*Piptadenia gonoacantha*), canafístula (*Peltophorum dubium*), ipê-felpudo (*Zeyheria tuberculosa*), jequitibá-branco (*Cariniana estrellensis*) e angico-branco (*Anadenanthera colubrina*). A área com o plantio das árvores corresponde a 2,7 hectares, plantadas com 15 m de distância uma da outra, em linhas de distância 2,5 m, resultando em 600 árvores por hectare, com proteção de cercas. Em relação aos preços de insumos, benfeitorias, serviços mecanizados, mudas, análise de solo, mão de obra e transporte, esses preços foram obtidos com base em consultas, em janeiro de 2016, em estabelecimentos agropecuários.

Para o cálculo das receitas do componente arbóreo, os preços de venda seguem conforme os dados levantados pela CEPEA-ESALQ-USP (Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada) sobre as cotações/preços de produtos florestais. Os preços para ambos os cenários estão descritos na Tabela 8. As árvores tutoras, das espécies capixingui (*Croton floribundus*) e mutambo (*Guazuma ulmifolia*), aplicadas no estudo, são plantadas com a finalidade de “tutoramento” das árvores nativas. Essas árvores apresentam aptidão para fixação de nitrogênio e para a produção de madeira com valor econômico superior (VINHOLIS et al., 2013).

Na análise econômica foram considerados os custos de implantação e de manutenção do componente arbóreo, preparação, recuperação e adubação do solo, manejo do rebanho (vacinação, medicamento, alimentação, entre outros) e investimentos em instalações (cercas, bebedouros, cochos, etc.). Os três primeiros anos da análise são provenientes de dados diretamente coletados na área experimental da Embrapa Pecuária Sudeste. A partir do quarto ano, contudo, os dados descritos são resultantes de estimativas replicadas até o último ano do fluxo de caixa (12 anos). As adaptações aplicadas neste estudo foram realizadas com base no trabalho de Vinholis et al. (2013). Apenas os dados que compõem o componente arbóreo (período de corte, comercialização e quantidade produzida) foram utilizados na análise econômica. O CBEC II também foi construído com base nos parâmetros de produção, entretanto os preços de venda e os custos foram alterados.

**Tabela 8.** Parâmetros do projeto no sistema silvipastoril para o CBEC I e CBEC II.

<b>CENÁRIO DE BAIXA EMISSÃO DE CARBONO I</b>		
<b>Destino</b>	<b>Produção</b>	<b>Preço de venda</b>
<b>Lenha</b> (árvores tutoras) 7º ano	132,37 m <sup>3</sup>	R\$ 38,00 m <sup>3</sup>
<b>Celulose</b> (árvores tutoras) 7º ano	283,66 m <sup>3</sup>	R\$ 42,00 m <sup>3</sup>
<b>Madeira</b> 12º ano	184,13 m <sup>3</sup>	R\$ 145,00 m <sup>3</sup>
<b>Lenha</b> 12º ano	184,13 m <sup>3</sup>	R\$ 130,00 m <sup>3</sup>
<b>CENÁRIO DE BAIXA EMISSÃO DE CARBONO II</b>		
<b>Destino</b>	<b>Produção</b>	<b>Preço de venda</b>
<b>Lenha</b> (árvores tutoras) 7º ano	132,37 m <sup>3</sup>	R\$ 30,00 m <sup>3</sup>
<b>Celulose</b> (árvores tutoras) 7º ano	283,66 m <sup>3</sup>	R\$ 34,00 m <sup>3</sup>
<b>Madeira</b> 12º ano	184,13 m <sup>3</sup>	R\$ 108,00 m <sup>3</sup>
<b>Lenha</b> 12º ano	184,13 m <sup>3</sup>	R\$ 119,00 m <sup>3</sup>

**Fonte:** Elaborado pela autora com base nos dados de Vinholis et al. (2013).

Vale ressaltar que o corte comercial de árvores nativas no Brasil está sujeito às determinações descritas na Instrução Normativa nº 3-MMA, de 8 de setembro 2009. Dentre as exigências da normativa, destacam-se: i) a realização do cadastramento do plantio das espécies nativas cultivadas para fins comerciais perante aos órgãos ambientais competentes, no prazo de 50 dias após a data do plantio, ii) o plantio realizado fora da área de Preservação Permanente e de Reserva Legal fica dispensado de vistorias técnicas e apresentação do projeto, iii) o produtor deve comunicar, com antecedência, ao órgão competente, o corte, transporte e comercialização dos produtos derivados de espécies nativas. Assim, portanto, na fase de corte das árvores não há custos adicionais para o produtor, senão apenas as despesas com deslocamento até os órgãos ambientais para o processo da documentação (VINHOLIS et al., 2013).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 PROJETO DE ANÁLISE ECONÔMICA E ESTIMATIVA DE EMISSÕES PARA O CENÁRIO *BUSINESS AS USUAL*

Para conceber e trabalhar com políticas de mudanças climáticas são necessárias informações de diferentes perspectivas para poder planejar e executar opções efetivas que possam reduzir as emissões GEE. Nesse sentido, o modelo aplicado parte do princípio da análise econômica, com base em indicadores como VPL, Benefício Líquido Médio (BLM), Relação Benefício-Custo (B/C), *Payback* e o Fluxo de Caixa Líquido (FCL), que se estendem em horizontes de longo prazo desenvolvidos para os três cenários a fim de analisar elementos financeiros investidos em cada medida de mitigação.

Previamente, são calculadas as projeções para o cenário *Business as Usual*, mantendo a atividade em trajetória constante. Ressalta-se que esse cenário é aplicado ao estudo apenas como base metodológica. As curvas MAC contrastam as receitas, os custos e as emissões embasadas em um cenário de referência. Assim, portanto, as estimativas de custos, de emissões e de preço de venda seguem as mesmas aplicadas ao CBEC I. Apenas os custos de produção são reajustados segundo as circunstâncias do cenário *Business as Usual*.

Segundo as projeções para o cenário aqui em questão, as estimativas de emissões para a pecuária de corte no Mato Grosso do Sul até 2026 são de 2Gt CO<sub>2</sub>eq. no sistema extensivo. Esse volume de emissão esperado corresponde a 8% de todas as emissões geradas hoje no Brasil, incluindo energia, processos industriais, agropecuária, florestas e resíduos. Manter os processos tradicionais de produção acarreta um panorama alarmante para o país, em um contexto geral. Esta hipótese é respaldada nos cálculos de emissões geradas no momento atual e embasadas nas perspectivas de crescimento futuro na demanda por carne bovina.

Em contrapartida, os sistemas intensivos apresentaram uma taxa de emissão inferior ao sistema extensivo. Neste caso, o sistema semiconfinado obteve o segundo melhor resultado, em termos de emissões (Tabela 09), mas, apesar de representar uma resposta eficiente nas emissões, o sistema semi-intensivo não obteve o mesmo peso na análise econômica. Em congênere, o sistema intensivo apresentou um efeito menos nocivo nas

emissões em contraposição aos outros dois sistemas (Tabela 09). Ainda que as emissões oriundas do sistema confinado sejam as menores, na análise econômica, no entanto, o sistema foi o menos viável economicamente.

**Tabela 09.** Parâmetros de investimentos e emissões por hectare no cenário *Business as Usual* (2015-2026).

Sistema de produção	VPL	BLM (R\$)	Relação B/C	Emissões/ha	TIR	Payback
Extensivo	4.807,63	400,64	3,38	20tCO <sub>2</sub> eq.	15,48%	3 anos
Semiconfinado	4.111,30	342,61	2,71	14tCO <sub>2</sub> eq.	12,37%	2,5 anos
Confinamento	3.932,02	327,67	2,53	12 tCO <sub>2</sub> eq	10,83%	2 anos

**Fonte:** Elaborada pela autora.

O FCL dos cenários projetados, ao contrário dos sistemas integrados, manteve-se positivo, principalmente nos primeiros anos. Por mais que o componente arbóreo exerça uma função de investimento em longo prazo, ele também representa um elemento de risco. O investimento inicial para os sistemas integrados demanda de recursos robustos e que exigem um FCL negativo para os anos iniciais. Apesar de apresentar um resultado econômico atrativo, o cenário *Business as Usual* em longo prazo não obteve as condições mais favoráveis, em contrapartida dos sistemas integrados. Os efeitos de uma baixa capacidade nas pastagens e morosidade no abate dos animais incidem sobre os índices financeiros.

#### 4.2 PROJETO DE ANÁLISE ECONÔMICA E ESTIMATIVA DOS CUSTOS MARGINAIS DE ABATIMENTO (MAC) NA PECUÁRIA PARA SISTEMAS ILPF NO CBEC I E CBEC II

Os dados da análise de viabilidade econômica são aplicados à metodologia das curvas MAC. Houve, portanto, necessidade de calcular ano a ano as receitas dos sistemas de produção dentro das condições dos cenários propostos na pesquisa, de acordo com cada medida de mitigação. Mesmo assim, contudo, a análise foi subdividida para compor os resultados do estudo e contribuir para a discussão dos dados, uma vez que o foco do trabalho está relacionado ao aspecto econômico das medidas de mitigação.

As curvas MAC denotam um ponto de partida crucial para o debate mundial sobre como restringir as emissões de GEE, demonstrando, assim, uma base concreta de custos.

As MACCs proporcionam uma análise individual por medida de mitigação, de tal forma que os potenciais de mitigação e os custos sejam examinados isoladamente e ranqueados segundo os seus custos de implantação (MOTTA et al., 2012). Para calcular as curvas MAC utiliza-se como base o cenário *Business as Usual*, que representa a evolução dos custos e das emissões no curso em que se encontram.

Posteriormente à construção do cenário *Business as Usual* contrapõem-se os demais cenários e calculam-se os investimentos essenciais para que as medidas sejam estabelecidas e subdividindo as estimativas do investimento total de cada alternativa de mitigação pelas projeções das toneladas de carbono abatidas, resultando no custo de abatimento. Isso foi feito descontando as receitas e os custos de cada alternativa de baixo carbono, ano a ano, de 2015 a 2026. Então se calculou o Valor Presente Líquido (VPL) para cada ano, para se obter, por fim, a média ponderada do custo de cada opção de mitigação e dividir o VPL por tCO<sub>2</sub>eq. restringida nesse período. O tratamento dos custos marginais neste estudo é feito por opção de mitigação, agregando todas as alternativas que apresentem um potencial de adoção.

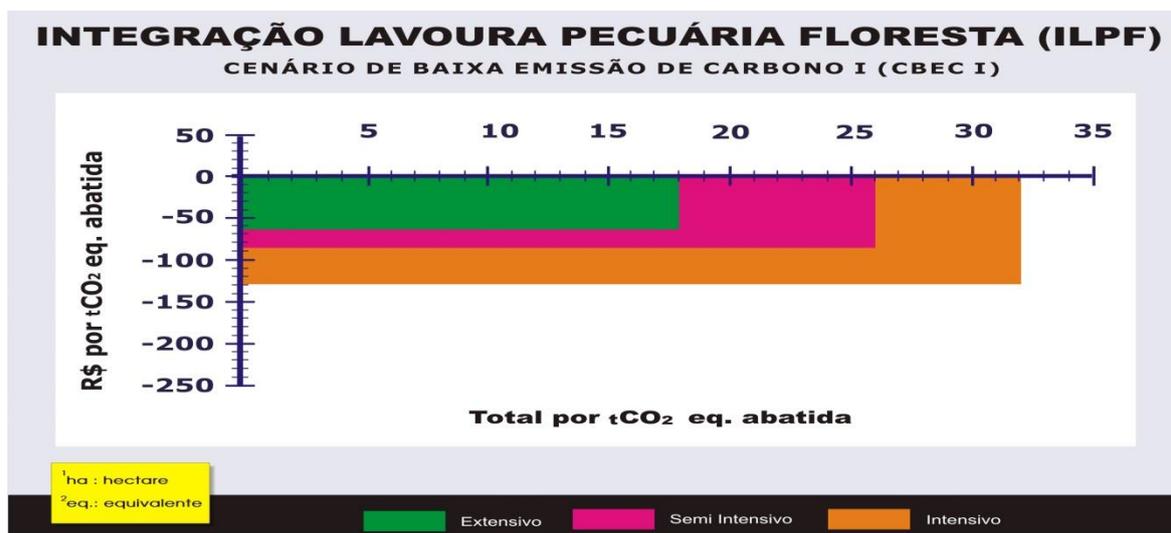
No âmbito ambiental do CBEC I, dada à variedade de componentes e a dispersão territorial, pode haver um alto grau de heterogeneidade entre os custos de abatimento para o mesmo sistema. Assim, portanto, a eficiência do abatimento e os valores dos investimentos podem expor uma dispersão nos resultados, variando de região e de sistema. As projeções baseadas no modelo para as condições do estudo indicam um potencial de mitigação de 32tCO<sub>2</sub>eq./ha (Figura 1) para sistemas intensivos com a implantação de ILPF. Inúmeros estudos apontam para o potencial dos sistemas confinados em limitar as emissões de GEE (MONTEIRO, 2009; ESTEVES et al., 2010, RUVIARO et al., 2015). O fator eficiência produtiva associado ao sequestro de carbono das árvores promove um saldo positivo de 1,5t tCO<sub>2</sub>eq./ha ano. Esse saldo ser pode ainda mais positivo se computado o sequestro de carbono que ocorre pelas pastagens, o que representaria um balanço de emissões mais baixo. A perspectiva ambiental se torna ainda mais interessante quando o custo de abatimento é negativo, neste caso, R\$ -130,00 tCO<sub>2</sub>eq./ha (Figura 1).

O custo negativo representa os custos de uma determinada medida de mitigação incorporados às receitas, ou seja, as despesas não excedem os custos adicionais à produção (DECC, 2011; KESICKI; STRACHAN, 2011). Apesar de não sobrelevar os custos, o sistema intensivo é à medida que apresentou o maior custo de abatimento. Os insumos e os serviços foram, em grande parte, responsáveis por esse maior custo, pois apresentaram no

primeiro ano uma despesa de R\$3.220,15 por hectare, e corresponderam a mais da metade dos custos totais, dentro das condições do CBEC I. As despesas ocorrem, principalmente, em virtude da implantação do componente arbóreo (1.235,32), correção das pastagens (R\$ 1.984,83/ha), preparação do solo e adubação do pasto.

Nesse sentido, em consequência dos custos, nos quatros primeiros anos (2015-2018), os índices de FCL ficaram negativos para os três sistemas de produção (Tabela 10). Mesmo com a venda de soja e de feno nos dois primeiros anos, essas vendas não foram suficientes para abater o valor do investimento inicial. O valor de venda da soja resultou em uma receita de R\$ 2.550,00/hectare e a produção de feno, no segundo ano, vendida a R\$ 695,92/hectare.

Um fator determinante para minimizar os custos de abatimento e gerar capital de giro no caixa seria a implementação de sistemas *cap and trade*. A venda dos créditos de carbono amortizaria o custo de oportunidade do investimento e reduziria os riscos com incerteza, contudo, se a intenção for minimizar os riscos e reduzir substancialmente as emissões, até que se instale um projeto de *cap and trade* no Brasil, o semi-intensivo é o sistema intermediário adequado. O potencial de mitigação não é tão interessante em termos de emissões quanto o intensivo, mas o potencial de mitigação para esse sistemas foi de 26tCO<sub>2</sub>eq./ha (Figura 1) a um custo negativo de R\$-88,00 tCO<sub>2</sub>eq./ha.



**Figura 1.** Curvas de custos marginais de abatimento para SILPF no Cenário de Baixa Emissão de Carbono I (2015-2026).

\* dólar cotado a R\$ 3,52.

**Fonte:** Elaborado pela autora.

Embora economicamente o sistema extensivo demonstre os melhores resultados, no contexto ambiental foi à medida que menos gerou abatimento nas emissões. O aspecto decisivo para essa condição é o próprio sistema produtivo. Apesar do alto grau de mitigação do SILPF, as emissões procedentes do tempo de abate e engorda dos animais resultam nas emissões superiores a outros sistemas. Os custos também exercem uma forte influência no processo decisivo, pois, enquanto o sistema intensivo possui um custo de abatimento em R\$ -130,00 tCO<sub>2</sub>eq./ha, o extensivo acarretou um custo de abatimento de R\$ -60,00 tCO<sub>2</sub>eq./ha.

Alerte-se, porém, para o fato de que esses resultados são consequências das conjunções propostas pelo estudo. Algumas pesquisas ressaltam a relevância dos sistemas integrados como um grande potencial em mitigar as emissões e elevarem os índices de produtividade, acarretando um aumento na capacidade das pastagens e, conseqüentemente, reduzindo a demanda por terra e as emissões por unidade de produto (ALMEIDA, 2010; GOUVELLO, 2010; LEMAIRE et. al., 2014; GIL et. al., 2015).

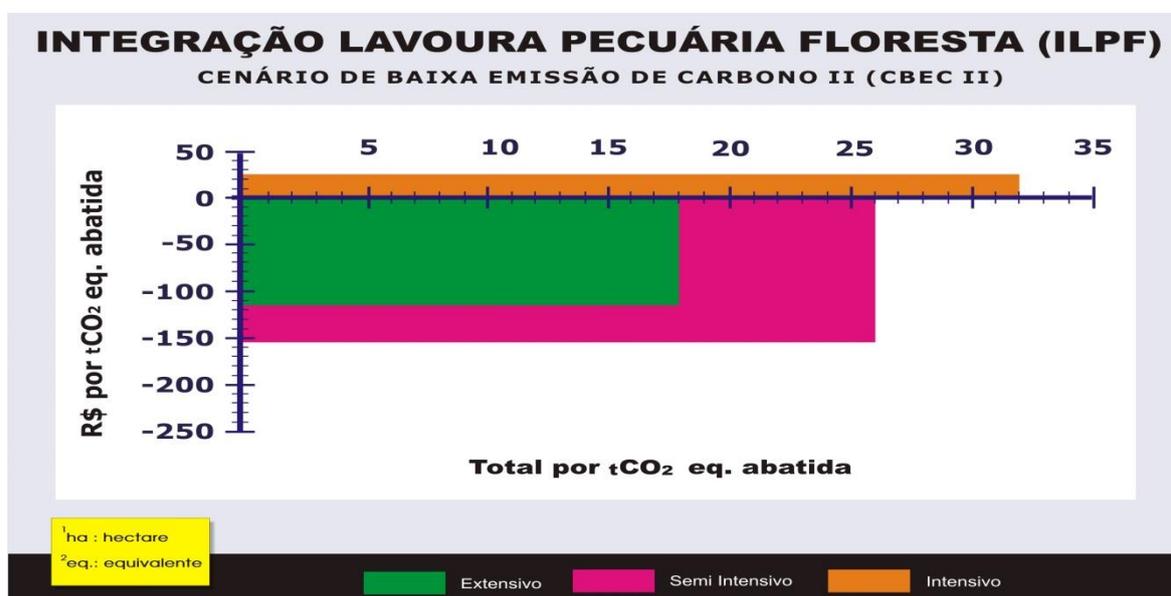
Em alguns casos, a capacidade das pastagens atinge até três animais por hectare (KICHEL et al., 2002), enquanto a média no estado do Mato Grosso do Sul é de apenas um animal por hectare (ANUALPEC, 2015). Em revisão recente, Magnabosco et al. (2003) obtiveram, em período de seca, taxas de lotação que oscilaram entre 1,48 animais/ha e 2,68 animais/ha, com um ganho de peso médio de 6 arrobas/ano. Esse resultado é considerado suficiente para viabilizar o abate dos animais em menos de 30 meses, o que resultaria em uma margem de lucro extra para o produtor, gerada pela receita por animal.

Nos termos aventados no CBEC II, as emissões permaneceram constantes, dado que as alterações feitas nesse cenário foram apenas de cunho econômico. Os índices de emissões e de mitigação por medida seguiram invariáveis. Então, portanto, as inferências obtidas no CBEC II se estendem apenas a uma análise econômica. Devido à elevação das despesas, à redução dos preços de vendas e à retração na demanda, o custo de abatimento para esse cenário foi maior nos três sistemas de produção.

Já agora, o sistema extensivo apresentou o melhor resultado nas conjunções econômicas. O custo por tonelada abatida, ainda que tenha sido negativo, foi de R\$ -118,00tCO<sub>2</sub>eq (Figura 2). Esse resultado pode ser explicado, em grande parte, pelos custos de produção com a alimentação do rebanho, cuja base da dieta é oriunda apenas de

pastagem, e durante os períodos secos por suplementação de sal e proteinado de farelo de soja.

Com um aumento de 58% sobre a tonelada de CO<sub>2</sub>eq. abatida, o tempo de recuperação do FCL foi para seis anos. O FCL negativo por um longo período, como ocorre neste caso, é crítico, pois, mesmo com um projeto viável economicamente, em termos, os seis primeiros anos são de caixa negativo, mesmo com a venda da soja e dos bovinos. O FCL recupera-se de fato posteriormente ao primeiro corte do eucalipto no sétimo ano, contudo a TIR para este cenário, no sistema extensivo, é de apenas 8,26% para um *Payback* de 5 anos. A título de exemplo, dependendo das condições macroeconômicas, é mais viável investir na poupança ao invés de assumir esse risco.



**Figura 2.** Curvas de custos marginais de abatimento para SILPF no Cenário de Baixa Emissão de Carbono II (2015-2026).

\* dólar cotado a R\$ 3,52.

**Fonte:** Elaborado pela autora.

Essa tendência repercute ainda nos demais sistemas produtivos. O sistema semi-intensivo, por apresentar uma despesa maior com alimentação, demonstrou um custo negativo de R\$ -153,00tCO<sub>2</sub>eq. abatida (Figura 2). Ainda que o projeto apresente alguns resquícios de viabilidade, a TIR estimada para essa proposta é de 5,63% para um *Payback* de 7 anos. Em relação ao FCL, o período de recuperação foi semelhante ao sistema extensivo, mas não nos mesmos patamares, conforme descrito na Tabela 10.

Em contrapartida, o sistema confinado gerou um custo positivo R\$26,00tCO<sub>2</sub>eq. abatida. Isto é, as despesas provenientes desse modelo de sistema excederam os custos de produção. A receita resultante dessa medida de mitigação não será suficiente para absorver os investimentos empregados, porém, em uma análise inicial, o projeto ainda é viável em razão do preço da tonelada de carbono comercializada na bolsa de valores. Enquanto a tonelada de carbono é vendida a R\$ 29,12tCO<sub>2</sub>eq., o custo da tonelada de CO<sub>2</sub>eq. abatida foi de R\$ 18 tCO<sub>2</sub>eq.

Em determinadas circunstâncias, o projeto seria viável economicamente, mas, enquanto não se obtém um modelo de *cap and trade* para comercializar esse excedente de crédito de carbono e viabilizar essa transação, SILPF em sistema intensivo nas conjunturas propostas pelo CBEC II não é o investimento mais seguro e rentável. O retorno do investimento foi 9 anos para uma TIR de 4,38%. Em média, os custos de implantação, nos três sistemas de produção, ficaram em torno de R\$ 3.076,90 por hectare.

No que tange à análise econômica, é fato que os SILPF, em ambos os cenários, apresentaram FCL negativos nos anos iniciais de implantação. De modo geral, os ganhos com o componente arbóreo impulsionam substancialmente a rentabilidade. Além disso, a produção de madeira, proveniente desses sistemas, minimiza a utilização de madeiras nativas, contribuindo, assim, para a redução do desmatamento (PORFÍRIO-DA-SILVA, 2003; RIBASKI et. al., 2003; CASTRO; PACIULLO, 2006).

Mesmo assim, no entanto, os produtores devem estar cientes dos custos aplicados para o sistema e o tempo de retorno do investimento (3,5 anos). Algumas particularidades estão associadas às reduções de rentabilidade nos períodos iniciais de adoção do sistema. Cabe atentar para aspectos como o investimento alto, uma queda na produção de carne e um FCL negativo nos primeiros anos, pois são características que devem ser consideradas no processo de decisão (COSTA, 2012).

**Tabela 10.** Fluxo de caixa por hectare para o CBEC I e CBEC II, nos primeiros de implantação do SILPF, em sistema de produção extensivo, semiconfinado e confinado (2015-2021).

<b>CENÁRIO DE BAIXA EMISSÃO DE CARBONO I</b>	
<b>Sistema Extensivo</b>	<b>Fluxo de caixa do projeto (R\$/hectare)</b>
1º ano	-576,52
2º ano	-366,23
3º ano	-294,48
4º ano	-64,57
<b>Sistema Semiconfinado</b>	
1º ano	-820,42
2º ano	-677,78
3º ano	-474,58
4º ano	-125,17
<b>Sistema Confinado</b>	
1º ano	-957,16
2º ano	-859,62
3º ano	-568,78
4º ano	-139,70
<b>CENÁRIO DE BAIXA EMISSÃO DE CARBONO II</b>	
<b>Sistema Extensivo</b>	<b>Fluxo de caixa do projeto (R\$/hectare)</b>
1º ano	-708,76
2º ano	-638,87
3º ano	-588,62
4º ano	-287,35
5º ano	-204,43
<b>Sistema Semiconfinado</b>	
1º ano	-985,46
2º ano	-780,07
3º ano	-629,82
4º ano	-428,55
5º ano	-409,04
6º ano	-182,74
<b>Sistema Confinado</b>	
1º ano	-1.110,62
2º ano	-987,34
3º ano	-920,48
4º ano	-619,21
5º ano	-539,70
6º ano	-273,40
7º ano	-177,67

**Fonte:** Elaborado pela autora.

Somente a partir do quarto ano (2019-2021) o FCL se mantém a patamares positivos, em média R\$ 434,38/hectare, dentro do CBEC I. Em compensação, com a venda

dos eucaliptos para a produção de carvão, no oitavo ano, o FCL triplica para R\$ 2.465,89/hectare. Ainda assim, nos três anos seguintes manteve-se estável, em uma média de R\$ 3.198,15/ha. Outro pico significativo é identificado no 12º ano, com o corte da rebrota dos eucaliptos, suficientes para a produção de madeira e de carvão. Nesse período, o FCL atingiu R\$ 3.608,19/ha no sistema extensivo.

Em contraste, dentro das condições do CBEC II, os resultados do FCL apresentaram-se negativos por um período mais longo que o CBEC I. Isso decorreu da elevação das despesas (30%) e da redução nos preços de vendas. Entretanto, mesmo com esses ajustes, e apesar do tempo, o FCL demonstrou resultados positivos a partir do quarto ano para sistema extensivo e no sexto ano para semi-intensivo. Apesar da conjunção econômica desfavorável, o FCL ficou estável do sétimo ano em diante, em uma média de 1.253,76/ha em ambos os sistemas. Em relação ao sistema confinado, além de apresentar um tempo maior de recuperação do caixa, em comparação aos outros sistemas, o FCL apresentou um resultado inferior, em média R\$ 963,90/hectare.

Embora ocorra uma discrepância nos resultados do FCL no CBEC II para o CBEC I, o segundo cenário ainda apresenta um VPL aceitável (Tabela 11). No caso, o VPL, o BLM e a relação B/C apresentaram resultados positivos para a viabilidade do projeto (Tabela 11). Quanto à TIR e ao *Payback* estimados na análise, não atingiram, porém, a taxa mínima de atratividade para o investimento ser aceito. É plausível assegurar, dessa forma, que SILPFs sob ótima fase econômica são praticáveis e rentáveis para as propriedades rurais, nas condições do CBEC I.

**Tabela 11.** Parâmetros de investimentos para SILPF dentro do CBEC I e CBEC II (2015-2026).

<b>CENÁRIO DE BAIXA EMISSÃO DE CARBONO I</b>					
<b>Sistema de produção</b>	<b>VPL<sup>1</sup> (R\$)</b>	<b>BLM<sup>2</sup> (R\$)</b>	<b>Relação B/C<sup>3</sup></b>	<b>TIR</b>	<b>Payback</b>
Extensivo	6.390,95	532,59	6,34	17,43%	3,5 anos
Semiconfinado	5.884,65	469,23	5,57	16,16%	4 anos
Confinado	5.293,46	441,12	5,22	14,84%	4,8 anos
<b>CENÁRIO DE BAIXA EMISSÃO DE CARBONO II</b>					
<b>Sistema de produção</b>	<b>VPL</b>	<b>BLM (R\$)</b>	<b>Relação B/C</b>	<b>TIR</b>	<b>Payback</b>
Extensivo	3.497,01	296,16	3,31	8,26%	5 anos
Semiconfinado	3.181,19	265,10	2,91	5,63%	7 anos
Confinamento	2.986,31	248,86	2,52	4,38%	9 anos

<sup>1</sup> VPL – Valor Presente Líquido.

<sup>2</sup> BLM – Benefício Líquido Médio por hectare.

<sup>3</sup> B/C – Relação Benefício-Custo.

**Fonte:** Elaborada pela autora.

Os sistemas ILPF apresentam maior complexidade na gestão e nos recursos operacionais. Esse modelo de sistema exige conhecimento prévio das condições da propriedade, mercado local, fatores relacionados à compra de insumos e a condições de comercialização, conhecimento do componente arbóreo, mão-de-obra com experiência, maquinário e serviços diversificados (FEIGL et al., 2001).

Ao introduzir árvores no sistema, outro fator que deve ser observado é a necessidade de financiamento para implantar ou manter o sistema, tendo em vista o tempo de retorno do investimento. Esse é um aspecto que pode persistir como uma barreira de implantação dos sistemas integrados. Dessa forma, há necessidade de analisar criteriosamente as possibilidades de sobrelevação nos períodos iniciais, logo posteriores à introdução do sistema (ALMEIDA et al., 2010).

Tendo em vista o tempo de resposta do investimento. O retorno provindo deste capital é apenas somado às receitas a partir do 7º ano, enquanto isso, os ganhos dos sistemas integrados precisam vir de outras fontes, como a produção de soja ou dos bovinos. Segundo Bedoya et al. (2012) 45,6% das receitas nos sistemas de ILPF são oriundas da soja e 28% da pecuária.

Para Dias (2009), o que pode pressionar as despesas são os custos com o preparo do solo e a recuperação das pastagens. Esses fatores podem ser ainda mais agravantes com pequenos agricultores, pois que geralmente não têm acesso ao crédito e desconhecem aspectos técnicos dos sistemas integrados — visto que esses sistemas requerem um conhecimento mais técnico e práticas adequadas de manejo. Sistemas integrados demandam de um capital inicial mais robusto e uma capacidade gerencial mais criteriosa, portanto são mais complexos (MARTHA et al., 2011).

É, no entanto, possível fazer essa transição de sistemas sem gerar traumas ou riscos ao produtor. Se os investimentos iniciais atingirem um valor muito acima do esperado, para assumir as despesas sem a necessidade de financiamento pode-se verificar a possibilidade de realizar a migração do sistema em forma de etapas. Por exemplo, vale confrontar os resultados esperados com SILPF adotando apenas pecuária-floresta. Após a venda dos eucaliptos, no 8º ano, e uma recuperação substancial no caixa, é possível integrar a lavoura no sistema ou, se houver a premência em recuperar 30% das pastagens em um ano, pode-se fazer em três etapas de 10% (COSTA et al., 2014).

O pecuarista, de um modo geral, é mais relutante para assumir riscos, em comparação ao agricultor. Assim, portanto, também é menos propenso a adotar sistemas de integração, em razão do risco e do alto investimento (FAMATO, 2008; LIMA FILHO et al., 2015). Mesmo assim, apesar do risco financeiro, a diversificação na produção minimiza os perigos de perdas (MARTHA et al., 2011). Uma possível alternativa proposta por Peres (2011) são as estratégias de cooperativismo ou associativismo. Para o autor, esse modelo alavanca a escala de negócio, além de acrescentar o poder de barganha na compra de produtos, de insumos e nas vendas.

#### 4.3 PROJETO DE ANÁLISE ECONÔMICA E ESTIMATIVA DOS CUSTOS MARGINAIS DE ABATIMENTO (MAC) NA PECUÁRIA PARA SISTEMAS ILP NO CBEC I E II

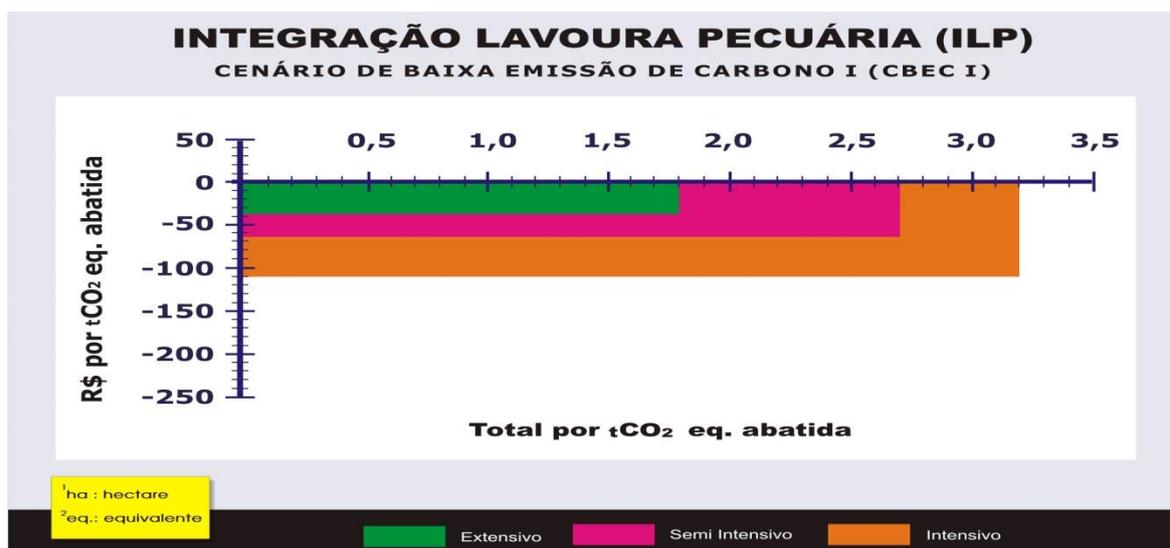
De fato, sistemas que integram a produção de grãos e carne despontam como sendo uma das opções mais factíveis para o restabelecimento da capacidade das pastagens e redução das emissões provindas de sistemas extensivos. Segundo Vilela (2005) entre os benefícios do sinergismo entre cultura anual e pastagens destaca-se a redução dos riscos econômicos, renovação de pastagens degradadas, melhorias nas propriedades químicas, biológicas e físicas do solo e redução nos níveis de doença, plantas daninhas e pragas. A elevação nos índices de produtividade animal proporciona uma melhora significativa nas condições das pastagens e nos índices zootécnicos. Portanto, esse ciclo gera um impacto direto na redução das emissões por unidade animal.

Em termos de emissões, no entanto, o SILP não possui o mesmo peso em potencial para restringir as emissões. Assim como os sistemas que compõem árvores na integração, no qual, possuem uma alta capacidade de equilibrar as emissões em razão do potencial de sequestro de carbono. Dessa forma, o potencial de mitigação calculado para SILP, abordado neste estudo, foi inferior a expectativa de mitigação para sistemas ILPF. No sistema extensivo a mitigação estimada para o período do projeto foi de 1,8tCO<sub>2</sub>eq. a um custo negativo de R\$-38,00tCO<sub>2</sub>eq (Figura 3). Os resultados auferidos, ainda são baixos, em comparação a outras pesquisas desenvolvidas na União Europeia para o setor agropecuário. De acordo com De Cara e Jayet (2011) é possível reduzir em 10% das

emissões agrícolas na UE a um custo que varia entre R\$123,20 a 161,70 por tCO<sub>2</sub>eq. abatida.

Os sistemas ILP não apresentam investimentos mais robustos, e o VPL de ambos os projetos são viáveis. Mas em comparação ao ILPF o retorno do investimento é menor, porém os riscos e os custos iniciais são reduzidos. O *Payback* do projeto para sistemas extensivos foi de 2 anos e 5 meses para uma TIR de 15,6% (Tabela 12). Em relação ao sistema semi intensivo o potencial de mitigação estimado foi de 2,7tCO<sub>2</sub>eq. abatidas há um custo de R\$-38,00t/ha abatida (Figura 3). O potencial de restringir e estabelecer um saldo positivo no controle das emissões está associado à eficiência dos sistemas intensivos.

Apesar de apresentarem custos mais elevados os sistemas semi confinado e confinamento estudados nesta pesquisa retratam índices de produtividade baixos. Trabalhos como de Martha (2006) alcançaram, em sistemas ILP, ganhos de peso vivo variando entre 9 a 40 arrobas/carça/ha/ano em decorrência da abrangência no estado de manejo local e edafoclimáticas. Para evidenciar a ideia do contraste de resultados, a média de ganho por peso vivo estimada, neste estudo, foi de 6 arrobas/carça/ha/ano, similar a média nacional que varia entre 3 a 5 arrobas/carça/ha/ano (ANUALPEC, 2015). Dessa forma, é possível perceber que a melhora na eficiência desses sistemas, pode-se obter taxas de abate bem inferiores aos atingidos atualmente, e conseqüentemente, auferir maiores receitas com os sistemas intensivos.



**Figura 3.** Curvas de custos marginais de abatimento para SILP no Cenário de Baixa Emissão de Carbono I (2015-2026).

\*dólar cotado a R\$ 3,52.

\*custos e emissões abatidas projetadas por hectare.

**Fonte:** Elaborado pela autora.

O sistema confinado demonstrou o melhor potencial de mitigação entre os sistemas de produção (Figura 3). No total, o potencial projetado para doze anos, foi de 3,2tCO<sub>2</sub>eq a um custo de R\$-110,00 por tCO<sub>2</sub>eq./ha abatida (Figura 3). Ainda seguindo a tendência de outras análises, o custo da tonelada de CO<sub>2</sub>eq. abatida segue o mais alto (Figura 3). A diferença da taxa de abate e ganho de peso vivo é muito pequena entre os sistemas, mas os custos de produção por animal amplifica essa diferença. Enquanto, um animal gasta 37 meses para obter o peso de abate a um custo de R\$249,00 no sistema extensivo, o animal em confinamento exige um custo de R\$514,00 para obter o mesmo peso em 32 meses. Essa diferença nas despesas reflete nos custos de abatimento. Isso não significa que os sistemas ILP não são viáveis economicamente, mas aponta que um sistema de produção mal manejado gera um efeito negativo sobre as receitas.

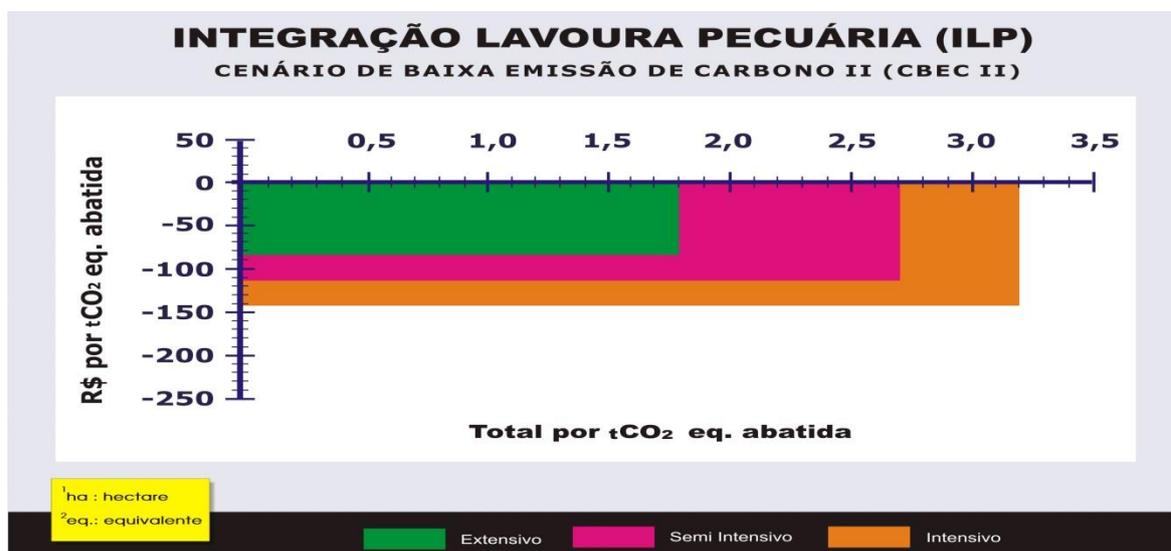
Embora os SILPs apresentem custos menores em comparação aos sistemas que integram o componente arbóreo, o FCL do projeto é negativo para os dois primeiros anos, no CBEC I nos sistemas extensivo, semiconfinado e confinado. Isso em decorrência principalmente, da reforma das pastagens, que apresentou um custo de R\$ 1.097,16/ha, R\$ 1.257,43/ha e R\$ 1.984,83/ha, respectivamente. Mesmo a venda da soja no primeiro ano não compensou o investimento inicial, pois o plantio da cultura foi realizado apenas no primeiro ano, seguido de três anos de pastagem, e apenas no quarto ano houve o replantio da soja.

Ainda é possível observar uma recuperação no FCL no segundo ano, resultante da venda da soja. No quarto ano, houve o incremento na renda com a venda dos bovinos. O FCL dá um salto significativo e mantém estável para os próximos anos. Dessa forma, é possível afirmar que o SILP, assim como outros sistemas de integração estudados, apresentam um FCL desfavorável nos primeiros anos, mas asseguram uma recuperação para os anos seguintes. Nas condições do CBEC II o FCL ficou negativo para os três primeiros anos nos sistemas confinados e semi confinado.

No que concerne ao aspecto ambiental na conjuntura proposta pelo CBEC II, os custos por tonelada abatida foram maiores, no entanto, não atingiram valores positivos, assim como o projeto SILPF no mesmo cenário. Essa disparidade entre os resultados é consequência dos menores custos de produção no SILP. Destarte, as despesas sofreram menos com a elevação dos custos, e ainda assim, não gerou um impacto mais nocivo nas receitas, que refletiu sobre os custos de abatimento. O sistema extensivo a um custo de R\$-88,00tCO<sub>2</sub>eq./ha abatida, obteve a melhor relação benefício custo entre os sistemas

estudados, e o *Payback* para este projeto foi de 2,5 anos para uma TIR de 14,62% (Tabela 12).

Estes resultados podem ser justificados pelo plantio das lavouras em SILP, que são conduzidos como um amortizador na implantação. Dessa forma, a produção de soja em sistemas específicos de integração, por exemplo, obteve um retorno maior que a pecuária exclusivamente. No experimento com SILP desenvolvido na região do Bolsão Sul Mato-Grossense, foi possível reduzir os custos de produção por arroba entre R\$ 100 e R\$ 70, para R\$ 30 a R\$ 35 no sistema extensivo (SALTON et. al., 2013).



**Figura 4.** Curvas de custos marginais de abatimento para SILP no Cenário de Baixa Emissão de Carbono II (2015-2026).

\*dólar cotado a R\$ 3,52.

\*custos e emissões abatidas projetadas por hectare.

**Fonte:** Elaborado pela autora.

Embora, as receitas obtidas por meio do plantio da soja foram maiores em relação ao componente animal, os custos de abatimento no sistema semi intensivo foi 56% maior no CBEC II (Figura 4). Ainda assim, os custos ficaram negativos, mesmo em um cenário desfavorável nas condições de preços, custos e demanda. Em contrapartida, os custos por tonelada abatida, no semi-intensivo, foi 28% maior em comparação ao sistema extensivo. A disparidade entre os resultados amplifica, quando a comparação é feita com o sistema intensivo. Os custos de abatimento ficaram 77% mais onerosos nos sistemas intensivos (R\$-142,00tCO<sub>2</sub>eq/ha.). Este resultado tem um peso significativo no processo de decisão.

Enquanto o produtor não auferir ganhos com o sistema que possui um alto potencial de mitigação, o aspecto ambiental vai ser o último a ser considerado.

Na análise financeira dos projetos é perceptível a diferença entre os sistemas, no qual, justificam-se os resultados por tonelada abatida. Evidente que o VPL dos sistemas extensivos apresentou os melhores indicadores. A relação entre TIR, *Payback* e Benefício-Custo (B/C) foi mais significativo, em comparação aos demais sistemas produtivos. No entanto, a implantação de SILP não foi viável nos três sistemas de produção no CBEC II. Mesmo com um VPL positivo, a taxa de atratividade calculada é de 12% para este projeto. Porém, a TIR foi abaixo do esperado, na melhor das hipóteses o VPL seria de 3.139,53 para uma TIR de 6,91%.

**Tabela 12.** Parâmetros de investimentos para SILP dentro do CBEC I e CBEC II (2015-2026).

<b>CENÁRIO DE BAIXA EMISSÃO DE CARBONO I</b>					
<b>Sistema de produção</b>	<b>VPL<sup>1</sup> (R\$)</b>	<b>BLM<sup>2</sup> (R\$)</b>	<b>Relação B/C<sup>3</sup></b>	<b>TIR</b>	<b><i>Payback</i></b>
Extensivo	4.605,10	383,73	11,68	14,62%	2,5 anos
Semi Confinado	4.202,15	358,51	10,12	13,87%	2 anos
Confinado	3.696,95	315,34	9,81	11,39%	2 anos
<b>CENÁRIO DE BAIXA EMISSÃO DE CARBONO II</b>					
<b>Sistema de produção</b>	<b>VPL</b>	<b>BLM (R\$)</b>	<b>Relação B/C</b>	<b>TIR</b>	<b><i>Payback</i></b>
Extensivo	3.139,53	261,63	4,64	6,91%	3 anos
Semi Confinado	2.884,49	240,37	2,42	4,24%	3,4 anos
Confinamento	2.491,31	214,28	2,29	3,67%	4 anos

<sup>1</sup>VPL – Valor presente líquido.

<sup>2</sup>BLM – Benefício líquido médio por hectare.

<sup>3</sup>B/C – Relação benefício-custo.

**Fonte:** Elaborada pela autora.

O VPL dos sistemas confinado e semi confinado, dentro do CBEC II, reduziram significativamente. Os sistemas intensivos não obtiveram o mesmo retorno, em comparação ao sistema extensivo, em razão do tempo de abate e o aumento nas despesas com a alimentação dos animais. Se este processo fosse reduzido em um ano ou mais, os resultados financeiros em ambos os cenários seriam melhores.

Em revisão recente, Almeida (2010) concluiu que entre os cenários estudados em SILP, só não é compensatório, se o preço da soja atingir R\$35.00/saca, e tudo mais permanecerem estáveis. Porém, nesta pesquisa, mesmo com o preço da soja cotado a R\$40.00/saca o segundo cenário não é viável. Ao contrário do trabalho de Almeida (2010) as outras variáveis não permaneceram estáveis, o que resultou em um cenário desfavorável para implantação de SILP.

Contudo, isso não significa que o sistema não é rentável, para Almeida (2010), essas integrações de componentes contribuem para minimizar os riscos de oscilações do mercado. Portanto, é necessária essa relação de troca dos insumos e uma boa produção tanto na soja quanto na pecuária, para assegurar competitividade e viabilidade econômica (MARTHA et. al., 2011).

#### 4.3.1 PROJETO DE ANÁLISE ECONÔMICA E ESTIMATIVA DOS CUSTOS MARGINAIS DE ABATIMENTO (MAC) NA PECUÁRIA PARA SISTEMAS SILVIPASTORIS NO CBEC I E II.

As análises dos projetos para sistema silvipastoril destoaram um pouco dos demais resultados apresentados. O SS no sistema extensivo apresentou o melhor resultado no VPL, entretanto o FCL ficou negativo até o quinto ano. A partir do corte das árvores tutoras no 7º ano, o FCL estabilizou, recuperando-se efetivamente no 12º ano, com o corte das árvores nativas.

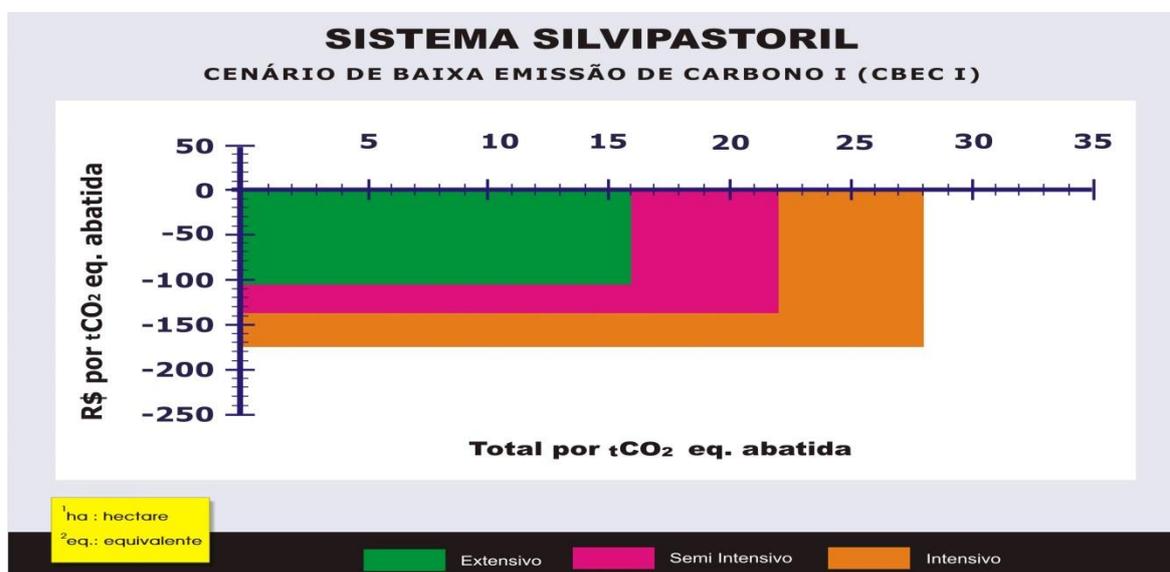
Os custos com insumos representaram mais de 80% das despesas. Até este ponto, a análise foi similar àquela feita por Vinholis et al. (2013). O projeto desses autores apresentou, entretanto, um FCL positivo a partir do terceiro ano, isso tendo ocorrido principalmente, em função da taxa de lotação (3 animais por hectare), receitas provindas da venda de bovinos no terceiro ano e os custos com a recuperação da pastagem (R\$ 906,35 por hectare). Diferentemente, neste nosso estudo, cabe ressaltar, que não foram consideradas boas médias de lotação.

Outro aspecto determinante foi o rendimento anual dos bovinos. Nesse estudo, a primeira venda de alguns animais aconteceu apenas no 37º mês no sistema extensivo. Dessa forma, houve o acúmulo no FCL de um ano para o outro, recuperando-se efetivamente a partir do 7º ano. Os demais sistemas seguiram quase a mesma trajetória, mas apresentaram um FCL muito baixo, até o 12º ano. Assim como no CBEC II, para o sistema extensivo o FCL permaneceu negativo até o 8º ano e nos sistemas semiconfinado e confinamento o FCL ficou negativo até o 11º ano, recuperando-se de fato apenas com a venda das árvores nativas. Ainda assim, um valor foi muito baixo em comparação a outros sistemas, tornando o projeto inviável dentro das condições do CBEC II.

Ao que tange a concepção da análise ambiental, o sistema silvipastoril demonstrou resultados satisfatórios de mitigação por sistema produtivo. No sistema

intensivo o potencial de mitigação até 2026 é de 4,20GtCO<sub>2</sub>eq. a um custo de R\$-176,00 por tCO<sub>2</sub>eq. abatidas. Se, introduzir o sistema silvipastoril associado ao confinamento em uma área de 14 milhões de hectares, que apresentam algum estágio de degradação no Mato Grosso do Sul, à capacidade de mitigação representaria 9% da meta estimada para o Plano ABC em sistemas integrados. Além de apresentar uma solução efetiva para restringir as emissões, os sistemas integrados contribuiriam para reduzir às áreas de degradação.

De 2007 á 2014 as extensões de áreas degradadas aumentaram em 50% no Mato Grosso do Sul. Esse contexto, afeta diretamente a pecuária e, por decorrência a economia do Estado. Isso porque, a maior parte do território sul-mato-grossense é formada por pastagens, cerca de 28,2 milhões de hectares que correspondem a 79% da área total do Estado. As áreas ocupadas por pastagens são seis vezes maiores que áreas destinadas a outras culturas agrícolas (EMBRAPA, 2014). Esses números contribuem para dimensionar a gravidade do problema em longo prazo. Mesmo que o sistema incorporado seja o extensivo, resultante do fator econômico, o ganho em termos de mitigação e recuperação dessas áreas ainda é melhor do que manter os sistemas produtivos atuais.



**Figura 5.** Curvas de custos marginais de abatimento para sistema silvipastoril no Cenário de Baixa Emissão de Carbono I (2015-2026).

\*dólar cotado a R\$ 3,52.

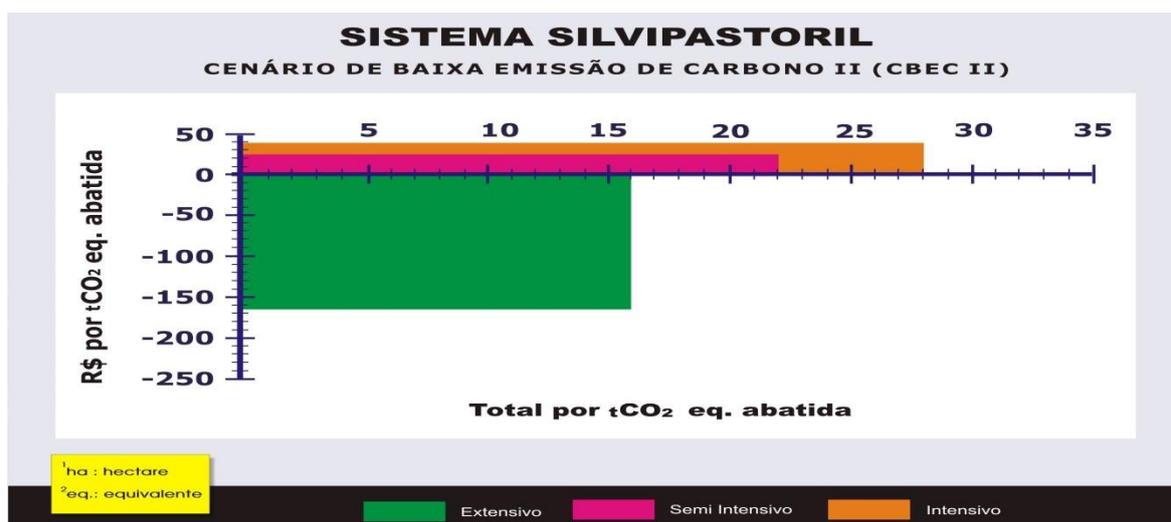
\*custos e emissões abatidas projetadas por hectare.

**Fonte:** Elaborado pela autora.

O sistema extensivo entre as alternativas de mitigação estudadas, não demonstrou a mesma eficiência em restringir as emissões. O potencial de mitigação para este sistema

foi de 2,2GtCO<sub>2</sub>eq. a um custo de R\$-104,00 por tCO<sub>2</sub>eq. abatidas. De modo geral, os sistemas silvipastoris não apresentaram a melhor relação custo-eficiência, em razão do investimento de implantação elevado. O custo por tonelada abatida é o mais alto em comparação aos sistemas ILPF e ILP.

Mas o CBEC II (Figura 6) demonstrou uma conjuntura desfavorável para os sistemas intensivos. Ambos os sistemas apresentaram custos positivos, mas o semi-intensivo ainda ficou pouco abaixo do preço da tonelada de carbono comercializada. O custo por tonelada abatida foi de R\$22,00tCO<sub>2</sub>eq.enquanto o preço comercializado no mercado foi de R\$29,12 tCO<sub>2</sub>eq. O valor do custo de abatimento poderia ser menor, até mesmo atingir patamares negativos, se houvesse um sistema de precificação por tCO<sub>2</sub>eq. abatida no Brasil. Esse modelo de comercialização contribuiria para o capital de giro, quando não implantadas culturas agrícolas.



**Figura 6.** Curvas de custos marginais de abatimento para sistema silvipastoril no Cenário de Baixa Emissão de Carbono II (2015-2026).

\*dólar cotado a R\$ 3,52.

\*custos e emissões abatidas projetadas por hectare.

**Fonte:** Elaborado pela autora.

Vinholis et al. (2013) estudaram uma outra alternativa, uma com base nas formações de forrageiras anuais com sorgo e milho, além do plantio de leguminosas (tremoço/guandu), substituindo as árvores tutoras nos períodos de entressafra até que árvores atingissem um porte adequado para a presença do gado. Esse modelo de sistema prevê a formação de lavoura até o quinto ano e manejo do gado e formação das pastagens a partir do sexto ano. As receitas obtidas com a forragem foram de R\$ 18.523,36, milho R\$

25.402 e sorgo R\$ 37.080 durante o período do projeto. Essas receitas, adicionadas ao rendimento anual dos bovinos e ao corte das árvores nativas, cobriram os investimentos iniciais nos primeiros anos de implantação do sistema.

Os resultados da análise financeira para o projeto silvipastoril mostram que, tanto nas condições do CBEC I, quanto no CBEC II, o projeto não é viável economicamente dentro das conjunções propostas no estudo. No CBEC I, o VPL do projeto foi de R\$ 7.097,24 para sistema extensivo, no entanto a Taxa Interna de Retorno (TIR) foi de 4,34% para um *Pay back* de 12 anos. Enquanto isso, no sistema agrossilvipastoril, a TIR do projeto foi de 17,60% e um *Pay back* de 7 anos (VINHOLIS et al., 2013).

**Tabela 13.** Parâmetros de investimentos para sistemas silvipastoris dentro do CBEC I e CBEC II (2015-2026).

<b>CENÁRIO DE BAIXA EMISSÃO DE CARBONO I</b>					
<b>Sistema de produção</b>	<b>VPL<sup>1</sup> (R\$)</b>	<b>BLM<sup>2</sup> (R\$)</b>	<b>Relação B/C<sup>3</sup></b>	<b>TIR</b>	<b>Payback</b>
Extensivo	7.097,24	597,36	2,27	4,34%	12 anos
Semi Confinado	5.439,81	453,32	1,94	3,79%	12 anos
Confinado	4.226,90	355,58	1,65	3,06%	12 anos
<b>CENÁRIO DE BAIXA EMISSÃO DE CARBONO II</b>					
<b>Sistema de produção</b>	<b>VPL</b>	<b>BLM (R\$)</b>	<b>Relação B/C</b>	<b>TIR</b>	<b>Payback</b>
Extensivo	3.239,18	286,60	1,51	2,68%	12 anos
Semi Confinado	2.157,00	166,71	1,26	2,19%	12 anos
Confinamento	1.222,74	101,90	1,14	1,84%	12 anos

<sup>1</sup>VPL – Valor presente líquido.

<sup>2</sup>BLM – Benefício líquido médio por hectare.

<sup>3</sup>B/C – Relação benefício-custo.

**Fonte:** Elaborada pela autora.

Alguns pontos devem ser destacados para compreender melhor a diferença dos resultados entre os outros sistemas integrados. No modelo de SS há a necessidade de investir em cercas (R\$ 1.835,06/ha), pois, quando os animais são inseridos no segundo ano, as árvores estão muito novas. Diferentemente, no modelo agrossilvipastoril os animais são introduzidos no sexto ano, quando as árvores já estão maiores, permitindo que o rebanho circule livremente entre elas. Sendo assim, as cercas implicam um custo adicional de 30% no modelo SS.

Adicione-se, a esse custo de 30% no modelo SS, que o investimento para esse sistema é realizado nos dois primeiros anos, o que exige um desembolso de recursos alto para implantação do SS (R\$ 4.375,00/ha). No caso dos SILPFs, esse investimento também é necessário, ainda que menor, pois fica diluído na lavoura, que possui um potencial capital

de giro substancial para os primeiros anos, até os bovinos estarem prontos para o abate. A vantagem das receitas resultantes da lavoura mostrou-se mais vantajosa que a receita inicial advinda da pecuária. Dessa forma, quando o projeto alcança o 8º ano do primeiro corte do eucalipto, o FCL já está consolidado.

Apesar da perspectiva econômica, o sistema silvipastoril é uma atividade que possui elevado potencial de controle das emissões e atende os princípios de desenvolvimento ambiental e econômico (RIBASKI et. al., 2005). Portanto, esse modelo de sistema pode comportar algumas readaptações para viabilizar a sua implantação. Dado que o custo de investimento é elevado, a inserção de culturas agrícolas favorece e amortiza os custos iniciais, como é possível observar nos resultados obtidos por Vinholis et. al. (2013).

## 5 CONCLUSÕES

No decorrer desta dissertação, buscou-se responder a algumas indagações concernentes aos custos de controle das emissões. O fato é que o aspecto econômico é o ponto determinante para o início de uma discussão sobre a implantação de sistemas que emitem menos gases de efeito estufa ou, ainda, sobre possíveis leis de taxação para emissões desses gases. Ademais, não é possível alcançar equilíbrio sustentável em nível de produção se não soubermos o quanto custa restringir cada tonelada de CO<sub>2</sub>eq.

Neste trabalho foi possível observar que os sistemas de integração, sem a cultura agrícola, possuem maiores chances de falhas, dado que os custos de implantação nos primeiros anos precisam ser amortizados. Enquanto o Brasil não adotar um sistema *Cap and Trade* como a União Europeia, o componente arbóreo é visto como um investimento em longo prazo. O retorno provindo desse capital é apenas somado às receitas a partir do 7º ano. Enquanto isso, os ganhos dos sistemas integrados precisam vir de outras fontes, como a produção de soja ou dos bovinos.

Foi possível identificar, também, que os sistemas intensivos não obtiveram o mesmo retorno financeiro, em comparação ao sistema extensivo, em razão do tempo de abate e o aumento nas despesas com a alimentação dos animais. Se este processo fosse reduzido em um ano ou mais, os resultados financeiros em ambos os cenários seriam melhores. Apesar de representar o modelo de sistema com maior potencial de mitigação.

Mas, enquanto o produtor não auferir ganhos com os sistemas que possuem um alto potencial de mitigação, o aspecto ambiental vai ser o último a ser considerado. Cabe salientar que, neste estudo os índices de produtividade foram calculados com base no cenário atual, dessa forma, nas condições proposta pelo estudo, um sistema mal gerido tem poucas possibilidades de sucesso.

Destarte o sistema silvipastoril, entre as medidas estudadas, foi o único que não demonstrou viabilidade de execução do projeto a nível econômico. O investimento mais robusto e a produção bovina auferem receitas com um prazo mais prolongado. A produção agrícola seria uma alternativa viável de capital de giro para o sistema silvipastoril. Os custos de abatimento, apesar de negativos, são os mais elevados, isso em decorrência do investimento inicial. Ocorre, no entanto, que o controle das emissões é mais eficiente. Tanto que, o potencial de mitigação pode ser maior que o calculado neste estudo, por se tratar de diversas espécies de árvores, houve a opção de mensurar o potencial de mitigação

por uma média. No entanto, somente a árvore da espécie Jequitibá tem um potencial de mitigação de 49,5 tCO<sub>2</sub>eq.

Outro aspecto importante neste modelo de sistema é a instabilidade jurídica. Por se tratar de árvores nativas, o plantio e corte das árvores dependem de autorização prévia dos órgãos competentes. Dessa forma, o risco empregado nesse sistema é mais elevado, em decorrência de mudanças na legislação que vigora o plantio.

Já os SILPs, representaram a melhor relação custo-benefício. O potencial de mitigação foi o mais alto entre as alternativas estudadas e os custos ficaram negativos para a sua adoção. Em termos de custos, o SILP obteve as menores despesas, contudo, o abatimento por tCO<sub>2</sub>eq. foi o mais baixo entre os sistemas integrados.

Para dimensionar a gravidade do problema, isso destacando apenas o estado do MS, é importante ressaltar alguns dados. De 2007 á 2014 as extensões de áreas degradadas aumentaram em 50% no Mato Grosso do Sul. A maior parte do território sul-matogrossense é formada por pastagens, cerca de 28,2 milhões de hectares que correspondem a 79% da área total do Estado. As áreas ocupadas por pastagens são seis vezes maiores que áreas destinadas a outras culturas agrícolas (EMBRAPA, 2014).

Assim, mesmo que o sistema incorporado seja o extensivo integrado ao componente arbóreo, resultante do fator econômico, o ganho em termos de mitigação e recuperação dessas áreas ainda é melhor do que manter os sistemas produtivos atuais. O importante é adotar alguma ação que restrinja o aumento das emissões. Melhor ainda quando é possível auferir lucro reduzindo os impactos causados ao meio ambiente. Para manter uma produção sustentável, é necessário que suas emissões de poluentes e os recursos naturais utilizados possam ser suportados em longo prazo.

Não obstante, as conclusões obtidas sugere-se que outros estudos sejam realizados em outras regiões, biomas ou estados do país, pois, ainda são poucas as publicações nesta área utilizando a metodologia aplicada nesta dissertação. Como trabalho futuro, considero interessante calcular a trajetória de emissões e receitas, nas condições de eficiência produtiva e outras espécies arbóreas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABC OBSERVATÓRIO. **Análises dos Recursos do Programa ABC:** potencial de redução de GEE. Disponível em: <[http://mediadrawer.gvces.com.br/abc/original/gv\\_agro\\_v3\\_digital\\_em-duplas.pdf](http://mediadrawer.gvces.com.br/abc/original/gv_agro_v3_digital_em-duplas.pdf)>. Acesso em: 25 ago. 2015.

ABIEC. Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carnes. **Abertura de novos mercados:** Brasil avança na reabertura do mercado mundial de carne bovina e projeta aumento das exportações para 2016. Disponível em: <[http://www.abiec.com.br/news\\_view.asp?id=%7B4CB250DB-03D9-47D3-9A03-75B4778A7144%7D](http://www.abiec.com.br/news_view.asp?id=%7B4CB250DB-03D9-47D3-9A03-75B4778A7144%7D)>. Acesso em: 26 jul. 2016.

ADDAMS, Lee et al. Charting our water future: economic frameworks to inform decision-making. **McKinsey & Company**, New York, 2009.

ALMEIDA, R. G.; MACEDO, M. C. M.; ALVES, F. V. Sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta com ênfase na produção de carne. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 18, n. 4, p. 27-32, 2012.

ALMEIDA, R. G.; MACEDO, M. C. M.; ALVES, F. V. Sistemas agrossilvipastoris: benefícios técnicos, econômicos, ambientais e sociais. In: ENCONTRO SOBRE ZOOTECNIA DE MATO GROSSO DO SUL, 7, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: UFMS, p. 1-10, 2010.

ALMEIDA, R. G.; NASCIMENTO JÚNIOR, D.; EUCLIDES, V. P. B.; MACEDO, M. C. M.; REGAZZI, A. J.; BRÂNCIO, P. A.; FONSECA, D. M.; OLIVEIRA, M. P. Produção animal em pastos consorciados sob três taxas de lotação, no Cerrado. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 31, n. 2, p. 852-857, 2002.

ANUALPEC. Anuário da Pecuária Brasileira – Informa Economics / FNP – Consultoria e Agroinformativos. São Paulo, 2015.

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**, v. 10, n. 10, p. 6141-6160, 2013.

ASSAF NETO, A.; LIMA, F. G.; ARAÚJO, A. M. P. Uma proposta metodológica para o cálculo do custo de capital no Brasil. **Revista de Administração São Paulo**, v. 43, n. 1, p. 72-83, 2008.

BALBINO, Luiz Carlos; CORDEIRO, Luiz Adriano Maia; OLIVEIRA, Priscila de. Agricultura sustentável por meio da integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF). **Informações Agrônomicas**, v. 138, p. 1-18, 2012.

BANCO MUNDIAL. **Population growth (anual %)**. Disponível em: <<http://data.worldbank.org/indicator/SP.POP.GROW>> . Acesso em 03 de Julho 2015.

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, 2., 2007, Austrália. *Anais eletrônicos...* Austrália: GGAA, 2007. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/profile/Roberto\\_Gui](https://www.researchgate.net/profile/Roberto_Gui)>

maraes\_Jr/publication/273318266\_A\_BASELINE\_PROJECTION\_OF METHANE EMISSIONS\_BY\_THE\_BRAZILIAN\_BEEF\_SECTOR\_PRELIMINARY\_RESULTS/links/54fddf370cf2672e223e9aa0.pdf>. Acesso em: 19 out. 2015.

BEDOYA, D. M. V.; OSAKI, M.; OZAKI, M. P.; CARVALHO, B. T. **Estudo de viabilidade econômica na implantação dos Sistemas Integração Lavoura-Pecuária, Silvopastoril e Intensificação de Pastagem em propriedades de pecuária de corte.** Centro de Pesquisas em Economia Aplicada – CEPEA/ESALQ. Disponível em: <[https://abccapacitacao.files.wordpress.com/2012/11/pecuaria\\_corte\\_estudo-de-viabilidade-economica-abc\\_31out2012.pdf](https://abccapacitacao.files.wordpress.com/2012/11/pecuaria_corte_estudo-de-viabilidade-economica-abc_31out2012.pdf)>. Acesso em: 12 set. 2016.

BARON, Richard; BUCHNER, Barbara; ELLIS, Jane. **Sectoral approaches and the carbon market.** Disponível em: < [http://www.oecd-ilibrary.org/environment/sectoral-approaches-and-the-carbon-market\\_5k4559g5snzq-en](http://www.oecd-ilibrary.org/environment/sectoral-approaches-and-the-carbon-market_5k4559g5snzq-en)>. Acesso em: 6 out. 2015.

BEAUMONT, Nicola J.; TINCH, Robert. Abatement cost curves: a viable management tool for enabling the achievement of win-win waste reduction strategies?. **Journal of Environmental management**, v. 71, n. 3, p. 207-215, 2004.

BERNDT, A.; TOMKINS, N. W. Measurement and mitigation of methane emissions from beef cattle in tropical grazing systems: a perspective from Australia and Brazil. **Animal**, v. 7, n. 2, p. 363-372, 2013.

BERNDT, A. Impacto da pecuária de corte brasileira sobre os gases do efeito estufa. In: SIMPÓSIO DE PRODUÇÃO DE GADO DE CORTE, 7, 2010, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV, 2010, p. 121-148.

BODAS, Raúl et al. Manipulation of rumen fermentation and methane production with plant secondary metabolites. **Animal Feed Science and Technology**, v. 176, n. 1, p. 78-93, 2012.

BÖHRINGER, Christoph. The synthesis of bottom-up and top-down in energy policy modeling. **Energy Economics**, v. 20, n. 3, p. 233-248, 1998.

BLOK, Kornelis et al. Economic evaluation of sectoral emission reduction objectives for climate change—Comparison of topdown and bottom-up analysis of emission reduction opportunities for CO<sub>2</sub> in the European Union. **Ecofys, AEA and NTUA, Report for European Commission, DG Environment.** Brussels, September, 2001.

BUAINAIN, A. M.; BATALHA, M. O. (Cord.). **Cadeia produtiva da carne bovina.** Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Política Agrícola, Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura – Brasília, DF: IICA: MAPA/SPA, 2007. 86 p. (Volume 8).

BUHAUG, O. et al. **Second IMO GHG Study.** 2009. International Maritime Organisation, London.

BULLER, Luz Selene et al. Soil improvement and mitigation of greenhouse gas emissions for integrated crop-livestock systems: Case study assessment in the Pantanal savanna highland, Brazil. **Agricultural Systems**, v. 137, p. 206-219, 2015.

BUNGENSTAB, D. J. A posição estratégica dos sistemas de integração no contexto da agropecuária e do meio ambiente. In: \_\_\_\_\_. **Sistemas de integração**. Brasília, DF: 2014. (Cap. 15, p. 210-224).

BUNGENSTAB, D. J. Pecuária de corte brasileira: redução do aquecimento global pela eficiência dos sistemas de produção. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte. **Relatório Técnico**, 192, 42 p., 2012.

BURESH, R. J.; TIAN, G. Soil improvement by in subsaharan Africa. **Agroforestry Systems**, v. 38, n. 1-3, p. 51-76, 1997.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, no Decreto no 1.282. INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 3, de 8 de setembro de 2009.

BRENTON, Paul; EDWARDS-JONES, Gareth; JENSEN, Michael Friis. Carbon labelling and low-income Country exports: a review of the development issues. **Development Policy Review**, v. 27, n. 3, p. 243-267, 2009.

CARDOSO, Abmael S. et al. Impact of the intensification of beef production in Brazil on greenhouse gas emissions and land use. **Agricultural Systems**, v. 143, p. 86-96, 2016.

CARVALHO, João Luís Nunes et al. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, p. 277-290, 2010.

CARVALHO, J. L. N.; RAUCCI, G. S.; FRAZAO, L. A.; CERRI, E. C.; BERNOUX, M.; CERRI, C. C. Crop-pasture rotation: a strategy to reduce soil greenhouse gases emissions in the Brazilian Cerrado. **Agric. Ecosyst. Environ.** 183 (1), p. 167-175, 2014.

CARVALHO, J. L. N. et al. Impact of pasture, agriculture and crop–livestock systems on soil C stocks in Brazil. **Soil Till. Res.** 110 (1), p. 175-186. 2010.

CASTRO, C. R. T.; PACIULLO, D. S. C. **Boas práticas para a implantação de sistemas silvipastoris**. Juiz de Fora, MG: Embrapa Gado de Leite, 2006. p. 50 (Comunicado Técnico).

CAMERON, D. M.; RANCE, S. J.; JONES, R. M.; CHARLES-EDWARDS, D. A.; BARNES, A. Project STAG: an experimental study in agroforestry. **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 40, p. 699-714, 1989.

CARA, Stéphane de; JAYET, Pierre-Alain. Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions from European agriculture, cost effectiveness, and the EU non-ETS burden sharing agreement. **Ecological Economics**, v. 70, n. 9, p. 1680-1690, 2011.

CERRI, Carlos Clemente et al. Greenhouse gas mitigation options in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 1, p. 102-116, 2010.

CERRI, Carlos Clemente et al. Assessing the carbon footprint of beef cattle in Brazil: a case study with 22 farms in the State of Mato Grosso. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 2593-2600, 2016.

CEPEA. Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada. **Indicadores de preços**. ESALQ/USP. 2015. Disponível em: <<http://cepea.esalq.usp.br/pib/>>. Acesso em: 6 jun. 2015.

\_\_\_\_\_. **Demanda aquecida favorece alta na produção mundial de carne bovina.** Boletim do Leite. CEPEA-ESALQ/USP. Ano 20, nº 229, maio 2016. Disponível em: <<http://cepea.esalq.usp.br/leite/boletim/229.pdf>>. Acesso em: 10 jun. 2016.

COTTLE, D. J.; NOLAN, J. V.; WIEDEMANN, S. G. Ruminant enteric methane mitigation: a review. **Animal Production Science**, v. 51, n. 6, p. 491-514, 2011.

COSTA, Fernando Paim et al. Avaliação econômica de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta voltada para a recuperação de áreas degradadas em Mato Grosso do Sul. In: Proceedings of the VII Congresso Latino-Americano de Sistemas Agroflorestais para a Produção Pecuária Sustentável. 2012. **Anais...** Belém, PA: Congresso Latino-Americano de Sistemas Agroflorestais para a Produção Pecuária Sustentável. p. 1-5.

CORRÊA, Eduardo Simões et al. Avaliação de um sistema de produção de gado de corte. 1. Desempenho reprodutivo. **Journal of Animal Science**, p. 2209-2215, 2000.

CLARKE, Leon et al. Scenarios of greenhouse gas emissions and atmospheric concentrations. **US Department of Energy Publications**, p. 6, 2007.

DAVIS, James R.; DAVIS, Adelaide B. Effective training strategies: a comprehensive guide to maximizing learning in organizations. Berrett-Koehler. **Strategic Management Journal**, v 14, n. 5, p. 126-134, 1998.

DECC. DEPARTMENT OF ENERGY AND CLIMATE CHANGE. **The UK Low Carbon Transition Plan:** National strategy for climate and energy. UK, 2011. Disponível em: <[https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment\\_data/file/228752/9780108508394.pdf](https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/228752/9780108508394.pdf)>. Acesso em: 26 jul. 2015.

DECONTO, J. G. Aquecimento global e a nova geografia da produção agrícola no Brasil. In: \_\_\_\_\_. **Aquecimento global e a nova geografia da produção agrícola no Brasil.** 1. ed. São Paulo: Embrapa/Unicamp, 2008 (Cap. 3, p. 24-31).

DEMARCHI, J. J. A. A. et al. Daily methane emission at different seasons of the year by Nelore cattle in Brazil grazing *Brachiaria brizantha* cv. Marandu—Preliminary results. In: **Proceedings of the World Conference on Animal Production.** Porto Alegre, Brazil. 2003.

DENNIS, S., CAMERON, K., DI, H., MOIR, J., SILLS, P., RICHARDS, K., 2012. Reducing nitrate losses from simulated grazing on grassland lysimeters in Ireland using a nitrification inhibitor (DCD). **Biology & Environment:** Proceedings of the Royal Irish Academy 112, p. 1-11.

DIAS-FILHO, Moacyr Bernardino. **Diagnóstico das pastagens no Brasil.** Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2014. 36 p. (Artigo Técnico).

DIAS-FILHO, M. B. Os desafios da produção animal em pastagens na fronteira agrícola brasileira. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 40, p. 243-252, 2011.

DIAS-FILHO, M. B. Produção de bovinos a pasto na fronteira agrícola. In: ZOOTECA NA AMAZÔNIA LEGAL, 1.; CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOTECA, 20, 2010,

Palmas. Sustentabilidade e produção animal. **Anais...** Araguaiana: Universidade Federal de Tocantins: Associação Brasileira de Zootecnistas, 2010. p. 131-145.

DIAS-FILHO, M. B. **Degradação de pastagens:** processos, causas e estratégias de recuperação. 4. ed. rev., atual. e ampl. Belém, PA: Embrapa, 2009.

DICK, Milene; SILVA, Marcelo Abreu da; DEWES, Homero. Life cycle assessment of beef cattle production in two typical grassland systems of southern Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 426-434, 2015.

EUCLIDES, V. P. B.; VALLE, C. B.; MACEDO, M. C. M.; ALMEIDA, R. G.; MONTAGNER, D. B.; BARBOSA, M. A. Brazilian scientific progress in pasture research during the first decade of XXI century. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, p. 151-168, 2010.

EUCLIDES, V. P. B.; MEDEIROS, S. R. Suplementação alimentar de bovinos em pastagens. In: CARVALHO, Limírio de Almeida; ZOCCAL, Rosangela; MARTINS, Paulo do Carmo; ARCURI, Pedro Braga; NOGUEIRA, Marne Sidney de Paula (Org). **Tecnologia e gestão na atividade leiteira**. 1. ed. Juiz de Fora, MG: Embrapa Gado de Leite, 2005. p. 203-240.

EUROPEAN COMMISSION. **The EU Emissions Trading System (EU Ets)**. Disponível em: < [http://ec.europa.eu/clima/publications/docs/factsheet\\_ets\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/clima/publications/docs/factsheet_ets_en.pdf)>. Acesso em: 6 out. 2015.

ESTEVES, N. S.; BERNARDI, C. C. A.; VINHOLIS, M. M.; PRIMAVESI, O. **Estimativas da emissão de metano de metano por bovinos criados em sistema de integração lavoura-pecuária em São Carlos, SP**. São Carlos, SP: Embrapa Pecuária Sudeste, 2010. 7 p. (Relatório Técnico, 65).

EKINS, P.; KESICKI, F.; SMITH, A. Marginal abatement cost curves: a call for caution. **Energy Institute – London**; University College London. 2 abr. 2011.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Greenhouse gas emissions from the beef Sector**. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/012/k7930e/k7930e00.pdf>>. Acesso em: 28 nov. 2015.

FAMASUL. Federação da Agricultura e Pecuária de Mato Grosso do Sul. **VBP e PIB Agropecuária de Mato Grosso do Sul**. Disponível em: <[http://famasul.com.br/area\\_do\\_produto\\_interna/apresentacao-vbp-e-pib/32/](http://famasul.com.br/area_do_produto_interna/apresentacao-vbp-e-pib/32/)>. Acesso em: 17 jun. 2015.

FEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA DO ESTADO DE MATO GROSSO – FAMATO. **Diagnóstico da cadeia produtiva agroindustrial da bovinocultura de corte do Estado de Mato Grosso**. Cuiabá: KCM, 2008. 24 p. (Relatório Técnico).

FEIGL, B. J. J.; MELILLO, C. C. Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondonia (Brazil). **Plant and Soil**, 175, p. 21-29, 1995.

FELDHAKE, C. M. Forage frost protection potential of conifer silvopastures. **Agricultural and forest meteorology**, v. 112, n. 2, p. 123-130, 2002.

FERREIRA, D. A.; ALMEIDA, G. R.; MACEDO, M. C. M.; LAURA, A. V.; BUNGENSTAB, D. J.; MELOTTO, M. A. Spatial arrangements on productivity and the potential for providing environmental services in the eucalyptus integrated systems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 185, p. 394-406, 2012.

FIGUEIREDO, Eduardo Barretto de et al. Greenhouse gas balance and carbon footprint of beef cattle in three contrasting pasture-management systems in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, 2016.

GOUVELLO, Christophe et al. **Estudo de baixo carbono para o Brasil**. Brasília: Banco Mundial, 2010. Disponível em: <<http://www.cabo.pe.gov.br/pners/CONTE%20C3%9ADO%20DIGITAL/ESTUDOS%20BAIXO%20CARBONO/A%20-%20EBCB%20ESTUDO%20BAIXO%20CARBONO%20BRASIL.pdf>>. Acesso em: 9 jun. 2015.

GODET, Michel; DURANCE, Philippe. Scenario building. **Technological Forecasting and Social Change**, v. 77, n. 9, p. 1488-1492, 2010.

GODET, Michel et al. Scenarios and strategies. **Strategic Management Journal**, v. 18, n. 8, p. 104-108, 2004.

GIL, Juliana; SIEBOLD, Matthias; BERGER, Thomas. Adoption and development of integrated crop–livestock–forestry systems in Mato Grosso, Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 199, p. 394-406, 2015.

GITMAN, L. J. **Princípios de administração financeira**. 12 ed. São Paulo: Pearson Education – BR, 2010.

GOLUB, Alla et al. The opportunity cost of land use and the global potential for greenhouse gas mitigation in agriculture and forestry. **Resource and Energy Economics**, v. 31, n. 4, p. 299-319, 2009.

GOLIN, D.; MORIS, M.; BYERLE, B. Technology adoption in intensive post-green revolution systems. **American Journal of Agriculture Economics**, v. 87, n. 5, p. 1310-1316, nov. 2005.

GOLOVE, W. H.; ETO, J. H. **Market barriers to energy efficiency: a critical reappraisal of the rationale for public policies to promote energy efficiency**. Berkeley: University of California, mar. 1996.

GUO, Lanbin B.; GIFFORD, R. M. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. **Global Change Biology**, v. 8, n. 4, p. 345-360, 2002.

GUTAMANIS, D. Estoque de carbono e dinâmica ecofisiológica em sistemas silvipastoris. 2004.142 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Instituto de Biologia, Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho”, Rio Claro/SP.

GRAINGER, C.; BEAUCHEMIN, K. A. Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production?. **Animal Feed Science and Technology**, v. 166, p. 308-320, 2011.

HOURCADE, J.-C. et al. Hybrid modeling: new answers to old challenges – introduction to the special issue of the energy journal. **Energy Journal**, v. 27, p. 1-11, 2006.

HUANG, Shihping Kevin; KUO, Lopin; CHOU, Kuei-Lan. The applicability of marginal abatement cost approach-Areview. **Journal of Cleaner Production**, 2016.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 2006**. Disponível em: <[http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/51/agro\\_2006.pdf](http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/51/agro_2006.pdf)>. Acesso em: 26 ago. 2015.

\_\_\_\_\_. **Indicadores IBGE 4º trimestre de 2015**. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/producaoagropecuaria/abate-leite-couro-ovos\\_201504\\_publ\\_completa.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/producaoagropecuaria/abate-leite-couro-ovos_201504_publ_completa.pdf)>. Acesso em: 18 ago. 2015.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. (2007) Climate change 2007: the physical science basis. In: SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L.; (Eds.). **Contribution of working group I do the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Chapter 2. United Kingdom: Cambridge University Press [cited 2015 Nov 26]. Available from: <<http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg1.htm>>.

\_\_\_\_\_. Climate Change: **Mitigation of climate change**. IPCC, 2007 Disponível em: <[http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg3/ar4\\_wg3\\_full\\_report.pdf](http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg3/ar4_wg3_full_report.pdf)>. Acesso em: 19 jun. 2015.

\_\_\_\_\_. Climate change: emissions from livestock and manure management. **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**: reference manual. Paris: IPCC, 2006 (Volume 4).

IPAM. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia. **O que e como funciona o mercado de carbono**. Disponível em: <<http://www.ipam.org.br/saiba-mais/Oque-e-e-como-funciona-o-Mercado-de-Carbono-/4/>>. Acesso em: 4 nov. 2015.

ISACS, Lina et al. Choosing a monetary value of greenhouse gases in assessment tools. **Journal of Cleaner Production**, 2016.

JACKSON, Tim. Least-cost greenhouse planning supply curves for global warming abatement. **Energy Policy**, v. 19, n. 1, p. 35-46, 1991.

JAFFE, A. B.; STAVINS, R. N. The energy-efficiency gap: What does it mean? **Energy Policy**, v. 22, n. 10, p. 804-810, 1994.

JONES, A. K.; JONES, D. L.; CROSS, P. Developing farm-specific marginal abatement cost curves: Cost-effective greenhouse gas mitigation opportunities in sheep farming systems. **Land Use Policy**, v. 49, p. 394-403, 2015.

JOHNSON, Todd M. et al. **Low-carbon development for Mexico**. World Bank Publications, 2009.

JOHNSON, K. A.; JOHNSON, D. E. Methane emissions from cattle. **Journal of Animal Science**, v. 73, p. 2483-2492, 1995.

KAUR, B.; GUPTA, S. R.; SINGH, Gurbachan. Carbon storage and nitrogen cycling in silvopastoral systems on a sodic in northwestern India. **Agroforestry Systems**, v. 54, n. 1, p. 21-29, 2002.

KANNINEN, M. **Sistemas silvopastoriles y almacenamiento de carbono**: potencial para América Latina. Plataforma Electrónica sobre Ganadería y Medio Ambiente. LEAD-FAO/CATIE. Disponible em: <<http://lead.virtualcentre.org/es/ele/conferencia3/articulo1.htm>>. Acesso em: 2001.

KENNEDY, Matthew. Ireland's future: a low carbon economy? The impact of green stimulus investment. In: **IAEE European Conference**. Vilnius, Lithuania. 2010.

KESICKI, Fabian; STRACHAN, Neil. Marginal abatement cost (MAC) curves: confronting theory and practice. **Environmental Science & Policy**, v. 14, n. 8, p. 1195-1204, 2011.

KESICKI, Fabian; EKINS, Paul. Marginal abatement cost curves: a call for caution. **Climate Policy**, v. 12, n. 2, p. 219-236, 2012.

KUIK, Onno; BRANDER, Luke; TOL, Richard S. J. Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: A meta-analysis. **Energy Policy**, v. 37, n. 4, p. 1395-1403, 2009.

KICHEL, A. N. Sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta e o progresso do setor agropecuário brasileiro. In: BUNGENSTAB, D. J. **Sistemas de integração**: a produção sustentável. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, 2014 (Cap. 01, p. 2-9).

KICHEL, A. N.; MIRANDA, C. H. B. **Sistemas de integração de pecuária e lavoura como formas de otimização do processo produtivo**. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, 2002, 5 p. (Comunicado Técnico, 74).

KIMURA, Hitomi; TÜRK, Andreas. Emerging Japanese emissions trading schemes and prospects for linking. **Climate Strategies**(4), 2008.

LEMAIRE, Gilles et al. Integrated crop–livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p. 4-8, 2014.

LENGERS, Bernd; BRITZ, Wolfgang; HOLM-MÜLLER, Karin. What drives marginal abatement costs of greenhouse gases on dairy farms? A meta-modelling approach. **Journal of Agricultural Economics**, v. 65, n. 3, p. 579-599, 2014.

LEVIHN, Fabian; NUUR, Cali; LAESTADIUS, Staffan. Marginal abatement cost curves and abatement strategies: taking option interdependency and investments unrelated to climate change into account. **Energy**, v. 76, p. 336-344, 2014.

LIMA, Luiza M. T.; REGINATO, Gustavo A.; BARTHOLOMEU, Daniela B. **Levantamento de estimativas de absorção de carbono por florestas nativas e comerciais no Brasil**. São Paulo, 2007. Disponível em: <<http://www.cepea.esalq.usp.br/pdf/DanielaBacchil03.pdf>>. Acesso em: 9 nov. 2015.

LIMA FILHO, D. O.; AZIEVEDO, D. B.; SILVA, E. B. Diálogos sobre mudanças climáticas na cadeia produtiva da pecuária bovina de Mato Grosso do Sul. Campo. Grande: Editora UFMS, 2015. 94 p.

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura-pecuária-floresta: alternativa de agricultura conservacionista para os diferentes biomas brasileiros. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO ECOCONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 18, Teresina. Novos Caminhos para Agricultura Conservacionista no Brasil. **Anais...** Teresina, PI: Embrapa Meio-Norte; UFPI, 2010. 34 p.

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**. Edição dos Anais. Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia, Maringá, v. 38, p. 133-146, jul. 2009.

MACHADO, L. A. Z.; BALBINO, R. C.; CECCON, G. **Integração lavoura-pecuária-floresta: estruturação dos sistemas ILPF**. .1. ed. Estruturação dos sistemas de integração lavoura-pecuária. Dourados: Embrapa, 2011. 46 p. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/923615/1/DOC2011110.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2015.

MACLEOD, Michael et al. Developing greenhouse gas marginal abatement cost curves for agricultural emissions from crops and soils in the UK. **Agricultural Systems**, v. 103, n. 4, p. 198-209, 2010.

MAGNABOSCO, C. U. et al. Desempenho do componente animal: experiência do programa de integração lavoura e pecuária. In: KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L. F.; AIDAR, H. **Integração lavoura pecuária**. Santo Antônio de Goiás, GO: Embrapa Arroz e Feijão, 2003. p. 364-383.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Diretrizes da Política Nacional do Clima**. MAPA, Brasília: 2010. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/desenvolvimento-sustentavel/plano-abc/diretrizes>>. Acesso em: 28 jun. 2015.

\_\_\_\_\_. **Plano Setorial de Mitigação e da Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura**. Plano ABC. Brasília: 2012. Disponível em: <[http://www.agricultura.gov.br/arq\\_editor/download.pdf](http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/download.pdf)>. Acesso em: 28 jun. 2015.

\_\_\_\_\_. **Projeções do Agronegócio: Brasil 2014/15 a 2024/25**. Brasília: 2015a. Disponível em: <[http://www.agricultura.gov.br/arq\\_editor/PROJECOES\\_DO\\_AGRO\\_NEGOCIO\\_2025\\_WEB.pdf](http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/PROJECOES_DO_AGRO_NEGOCIO_2025_WEB.pdf)>. Acesso em: 28 jun. 2015.

\_\_\_\_\_. **Brasil e EUA negociam abertura do mercado de carne bovina**. Brasília: 2015b. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/comunicacao/noticias/2016/03/brasil-e-eua-negociam-abertura-do-mercado-de-carne-bovina>>. Acesso em: 26 jul. 2015.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Acordo de Paris**. Disponível em: <

amaz%C3%B4nia-sustent%C3%A1vel-pas/itemlist/category/138-conven%C3%A7%C3%A3o-da-onu-sobre-mudan%C3%A7a-do-clima>. Acesso em: 16 ago. 2015.

MARTINS, Eliseu. Avaliação de empresas: da mensuração contábil à econômica. **Caderno de Estudos**, n. 24, p. 28-37, 2000.

MARTINS, O. C.; VIVIANI, C. A.; BORGES, F. G.; LIMA, R. O. Causas da degradação das pastagens e rentabilidade econômica das pastagens corretamente adubadas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE RAÇAS ZEBUÍNAS, 2., 1996, Uberaba. **Anais...** Uberaba: ABCZ; SEBRAE, 1996.

MARTHA JÚNIOR, G. B.; VILELA, L.; SOUSA, D. M. G. de. Integração lavoura-pecuária. In: PROCHNOW, L. I.; CASARIN, V.; STIPP, S. R. (Ed.). **Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes**. Piracicaba, SP: IPNI, 2010 (Volume 3, p. 287-307).

MARTHA JÚNIOR, G. B.; ALVES, E.; CONTINI, E. Dimensão econômica de sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. 1117-1126, 2011.

MARTHA JÚNIOR, G. B.; VILELA, L.; SOUSA, D. M. G. Economia de fertilizantes na integração lavoura-pecuária no Cerrado. **Revista de Política Agrícola**, Ano XVII, n. 4, p. 14-19, 2008.

MARTHA JÚNIOR, G. B.; VILELA, L. **Pastagens no cerrado: baixa produtividade pelo uso limitado de fertilizantes**. Brasília, DF: Embrapa Cerrados, 2002 (Documentos).

MAZZETTO, A. M. et al. Improved pasture and herd management to reduce greenhouse gas emissions from a Brazilian beef production system. **Livestock Science**, v. 175, p. 101-112, 2015.

MEHLING, Michael; HAITES, Erik. Mechanisms for linking emissions trading schemes. **Climate Policy**, v. 9, n. 2, p. 169-184, 2009.

MEIER, Alan Kevin. Supply curves of conserved energy. **Lawrence Berkeley National Laboratory**, 1982.

MICHELS, I.; SPROESSER, R.; MENDONÇA, C. G. **Cadeia produtiva da carne bovina de Mato Grosso do Sul**. Campo Grande, MS: Editora Oeste, 2001.

MONTAGNOLI, Alberto; VRIES, Frans P. de. Carbon trading thickness and market efficiency. **Energy Economics**, v. 32, n. 6, p. 1331-1336, 2010.

MONTAGNINI, Florência; NAIR, P. K. R. Carbon sequestration: an underexploited environmental benefit of agroforestry systems. **Agroforestry Systems**, v. 61, n. 1-3, p. 281-295, 2004.

MONTEIRO, M. S.; Diogo; CASWELL, Julie A. The economics of implementing traceability in beef supply chains: trends in major producing and trading countries. **University of Massachusetts, Amherst Working Paper**, n. 2004-6, 2004.

MONTEIRO, R. B. N. C. Desenvolvimento de um modelo para estimativas da produção de gases de efeito estufa em diferentes sistemas de produção de bovinos de corte. Dissertação (**Mestrado em Agronomia**). Escola Superior de Agricultura —Luiz de Queiroz — Universidade de São Paulo. Piracicaba. 75 p. 2009.

MOTTA, Ronaldo Seroa da; COUTO, Lília Caiado; CASTRO, Luíza. **Curvas de custos marginais de abatimento de gases de efeito estufa no Brasil**: resenha e oportunidades de mitigação. Disponível em: <[http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/TDs/td\\_1781.pdf](http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/TDs/td_1781.pdf)>. Acesso em: 6 out. 2015.

MORAN, Dominic et al. Marginal abatement cost curves for UK agricultural greenhouse gas emissions. **Journal of Agricultural Economics**, v. 62, n. 1, p. 93-118, 2011.

MCTI. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa para o Brasil**. 2. ed. Brasília, DF: MCTI, 2014. Disponível em: <[http://www.mct.gov.br/upd\\_blob/0235/235580.pdf](http://www.mct.gov.br/upd_blob/0235/235580.pdf)>. Acesso em: 18 jun. 2015.

\_\_\_\_\_. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa para o Brasil**. 1. ed. Brasília, DF: MCTI, 2013. Disponível em: <[http://www.mct.gov.br/upd\\_blob/0235/235580.pdf](http://www.mct.gov.br/upd_blob/0235/235580.pdf)>. Acesso em: 18 jun. 2015.

MCKINSEY & COMPANY. **Caminhos para uma economia de baixa emissão de carbono no Brasil**. São Paulo: McKinsey & Company, 2009. 47 p. Disponível em: <[http://www.mckinsey.com.br/sao\\_paulo/carbono.pdf](http://www.mckinsey.com.br/sao_paulo/carbono.pdf)>. Acesso em: 28 maio 2015.

MICHELS, I. L. et al. Estudo das cadeias produtivas de Mato Grosso do Sul: Leite. In: MICHELS, I. L. (Coord.). **Estudo das cadeias produtivas de Mato Grosso do Sul**. Campo Grande: Oeste, 2003.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Conferência sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento**. Brasília, DF: MMA, 2012a. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/educacao-ambiental/politica-de-educacao-ambiental/historico-mundial>>. Acesso em: 22 jun. 2015.

\_\_\_\_\_. **Como funciona o mercado de crédito de carbono**. Brasília, DF: MMA, 2012b. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/meio-ambiente/2012/04/entenda-como-funciona-o-mercado-de-credito-de-carbono>>. Acesso em: 22 jun. 2015.

\_\_\_\_\_. **Entenda como funciona o mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL)**. Brasília, DF: MMA, 2014b. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/meio-ambiente/2014/05/entenda-como-funciona-o-mecanismo-de-desenvolvimento-limpo-mdl>>. Acesso em: 22 jun. 2015.

NEVES, M. F.; ZYLBERSZTAJN, D.; MACHADO FILHO, C. P.; BOMBIG, R. T. Collective actions in networks: the case of beef in Brazil. In: TRIENEKENS, J. H.; OMTA, S. W. F. (Ed.). *Paradoxes in food chains and networks*. Wageningen: **Academic Publishers**, p. 742-750, 2002.

NICODEMO, Maria Luiza Franceschi et al. Sistemas silvipastoris: introdução de árvores na pecuária do Centro-Oeste brasileiro. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, 2004 (Artigo Técnico, 37 p.).

NORONHA, J. F. **Projetos agropecuários: administração financeira, orçamento e viabilidade econômica.** 2 ed. São Paulo: Atlas, 1987. 269 p.

O'BRIEN, Donal et al. An evaluation of the effect of greenhouse gas accounting methods on a marginal abatement cost curve for Irish agricultural greenhouse gas emissions. **Environmental Science & Policy**, v. 39, p. 107-118, 2014.

OBSERVATÓRIO DO PLANO, A. B. C. Análise dos Recursos do Programa ABC. Foco na Amazônia Legal–Potencial de redução de GEE e estudo de caso sobre o Programa ABC em Paragominas. **Relatório**, v. 4, 2015.

O'BRIEN, Donal et al. An evaluation of the effect of greenhouse gas accounting methods on a marginal abatement cost curve for Irish agricultural greenhouse gas emissions. **Environmental Science & Policy**, v. 39, p. 107-118, 2014.

OFUGI, C.; MAGALHÃES, L. L.; MELIDO, R. C. N.; SILVEIRA, V. P. Potencial de mitigação em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), sistemas agroflorestais (SAFs). In: TRECENTI, R. et al.(Ed.). **Integração lavoura-pecuária-silvicultura: relatório técnico.** Brasília: MAPA/SDC, 2008. p. 20-25.

OLIVEIRA, Simone Gisele de et al. Effect of tannin levels in sorghum silage and concentrate supplementation on apparent digestibility and methane emission in beef cattle. **Animal Feed Science and Technology**, v. 135, n. 3, p. 236-248, 2007.

PACIULLO, D. S. C.; AROEIRA, L.J. M.; PIRES, M. de F. A. **Sistemas silvipastoris para a produção de leite. As pastagens e o meio ambiente.** Piracicaba, SP: FEALQ, p. 327-351, 2006.

PACHECO, Abílio Rodrigues; CHAVES, R. Q.; NICOLI, Clarisse Maia Lana. Integration of crops, livestock, and forestry: a system of production for the Brazilian Cerrados. **Eco-efficiency: from vision to reality** (ed. C Hershey and P Neate), Centro Internacional de Agricultura Tropical, Cali, Colômbia, 2013.

PEDREIRA, Márcio dos Santos et al. Ruminant methane emission by dairy cattle in Southeast Brazil. **Scientia Agrícola**, v. 66, n. 6, p. 742-750, 2009.

PEREIRA, M. A.; COSTA, F. P.; ALMEIDA, R. G. Economic viability of integrated, crop-livestock-forest systems: a comparative analysis. In: WORLD CONGRESS ON INTEGRATED CROP-LIVESTOCK-FOREST SYSTEMS, 2015, Brasília. **Proceedings...** Brasília: Embrapa, 2015, p. 213.

PERES, F. C. A empresa agropecuária no Brasil: atualidade e perspectivas. In: PEDREIRA, C. G. S. et al. (Eds.). SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 26 2011, Piracicaba. "A empresa pecuária baseada em pastagens": **Anais**, Piracicaba, SP: FEALQ, 2011. p. 7-27.

PYE, S. et al. Review and update of UK abatement costs curves for the industrial, domestic and non-domestic sectors. **AEA Energy & Environment, Didcot**, 2008.

PORFÍRIO-DA-SILVA, Vanderley. Sistemas silvipastoris em Mato Grosso do Sul. Para quem adota-los. In: SEMINÁRIO SISTEMAS AGROFLORESTAIS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 17, 2003, Campo Grande. **Anais...** Seminário

Sistemas Agroflorestais e Desenvolvimento Sustentável. Campo Grande, MS: Embrapa, 2003. p. 1-13.

PUCCINI, A. L. **Matemática financeira**. 9. ed. São Paulo: Elsevier, 2011.

PNMC. Plano Nacional sobre Mudança do Clima. **Plano Nacional sobre Mudanças do Clima - Brasil**. Brasília, PNMC 2008. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/smcq\\_climaticas/\\_arquivos/plano\\_nacional\\_mudanca\\_clima.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/smcq_climaticas/_arquivos/plano_nacional_mudanca_clima.pdf)>. Acesso em: 20 jun. 2015.

\_\_\_\_\_. **Plano Nacional sobre Mudança do Clima**. Brasília, PNMC: 2010. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/meio-ambiente/2010/11/plano-nacional-sobre-mudanca-do-clima>>. Acesso em: 20 jun. 2015.

PNE. Plano Nacional de Energia. **Cenário Econômico 2050**. Disponível em: <[http://www.epe.gov.br/Estudos/Documents/PNE2050\\_Premissas%20econ%C3%B4micas%20de%20longo%20prazo.pdf](http://www.epe.gov.br/Estudos/Documents/PNE2050_Premissas%20econ%C3%B4micas%20de%20longo%20prazo.pdf)>. Acesso em: 22 out. 2016.

PPM. **Produção da Pecuária Municipal 2012**. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Prod. Pec. Munic. Rio de Janeiro, v. 40, p. 1-71, 2012.

PRIMAVESI, O.; BERNDT, A.; LIMA, M. A. de; FRIGHETTO, R. T. S.; DEMARCHI, J. J. A. de A.; PEDREIRA, M. dos S. **Produção de gases de efeito estufa em sistemas agropecuários** – bases para inventário de emissão de metano por ruminantes. In: LIMA, M. A. et al. Estoques de carbono e emissões de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira. Brasília, DF: Embrapa, 2012.

PLOA. Projeto de Lei Orçamentária Anual. **Orçamento Anual 2016**. Disponível em: <<http://www.congressonacional.leg.br/portal/docs/PLOA-2016-volumesconsolidados.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

RENTZ, O. et al. Influence of energy-supply structure on emission-reduction costs. **Energy**, v. 19, n. 6, p. 641-651, 1994.

RIBASKI, J. et al. **Sistemas silvipastoris**: estratégias para o desenvolvimento rural sustentável para a metade sul do Estado do Rio Grande do Sul. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2003. 8p. (Comunicado Técnico, 150).

RINGLAND, Gill; SCHWARTZ, Peter. Préfacier. Scenario planning: managing for the future. **Management Science**, v. 32, n. 10, p. 1231-1241, 1998.

ROSA, Fabiano Ribeiro Tito; ALENCAR, Leonardo; TORRES JÚNIOR, Alcides de Moura. Mudanças na exportação de carnes. **Agroanalysis**, v. 26, n. 2, p. 15-17, 2006.

RUVIARO, Clandio F. et al. Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 435-443, 2015.

SALTON, J. C. et al. Sistema São Mateus — Sistema de Integração Lavoura-Pecuária para a Região do Bolsão Sul-Mato-Grossense. Campo Grande, MS: Embrapa Agropecuária Oeste, 2013 (Comunicado Técnico - INFOTECA-E).

SALTON, J. **Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura-pastagem em ambiente tropical**. 2005. 155 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SERIGATI, F.; POSSAMAI, R. **Commodities 2015: voltando a normalidade**. Revista Agroanalysis. Disponível em: <  
<http://www.agroanalysis.com.br/index.php/1/2015/mercado-negocios/commodities-em-2015-voltando-para-a-normalidade>> . Acesso em 14 de Setembro 2015.

SEROA DA MOTTA, R. et al. (Ed.). **Mudança do clima no Brasil**: aspectos econômicos, sociais e regulatórios. Brasília, DF: Ipea, 2011.

SILVA, Damian F. da et al. Soil carbon indices as affected by 10 years of integrated crop-livestock production with different pasture grazing intensities in Southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p. 60-69, 2014.

SILVA, Rafael de Oliveira et al. Developing a nationally appropriate mitigation measure from the greenhouse gas GHG abatement potential from livestock production in the Brazilian Cerrado. **Agricultural Systems**, v. 140, p. 48-55, 2015.

SOUZA, W. de; BARBOSA, R. R.; MARQUES, J. A.; GASPARINO, E.; CECATO, U.; BARBERO, L. M. Behavior of beef cattle in silvipastoral systems with eucalyptus. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, n. 3, p. 677-684, 2010.

SCHOEMAKER, Paul J. H. Multiple scenario development: its conceptual and behavioral basis. **Strategic Management Journal**, v 14, n. 3, p. 193-213, 1993.

SCHOEMAKER, Paul J. H. Planejamento de cenários: uma ferramenta para o pensamento estratégico. **Revisão da Gestão Sloan**, v. 36, n. 2, p. 25, 1995.

SCHROEDER, Miriam. Utilizing the clean development mechanism for the deployment of renewable energies in China. **Applied Energy**, v. 86, n. 2, p. 237-242, 2009.

SMITH, P.; MARTINO, D.; CAI, Z.; GWARY, D.; JANZEN, H.; KUMAR, P.; MCCARL, B.; OGLE, S.; O'MARA, F.; RICE, C.; SCHOLLES, B.; SIROTENKO, O.; HOWDEN, M.; MCALLISTER, T.; PAN, G.; ROMANENKOV, V.; SCHNEIDER, U.; TOWPRAYOON, S.; WATTENBACH, M.; SMITH, J.; 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 363 (1492), p. 789-813.

SKAERSETH, Jon Birger; WETTESTAD, Jørgen. **EU emissions trading: initiation, decision-making and implementation**. 4. ed. Inglaterra: Ashgate Publishing, 2008. 230 p.

STEINFELD, H.; WASSENAAR, T. Pecuária nos países em desenvolvimento: estado e tendências. **Rev Sci Tecnologia**, v. 25, n. 2, p. 505-516, 2006.

TUERK, Andreas et al. Linking carbon markets: concepts, case studies and pathways. **Climate Policy**, v. 9, n. 4, p. 341-357, 2009.

TOMAZI, M.; SALTON, J. C.; RETORE, M.; BAYER, C.; SANTOS, C. D. Mitigation of greenhouse gases with integrated crop-livestock system in Cerrado biome. In: **WORLD CONGRESS ON INTEGRATED CROP-LIVESTOCK-FOREST SYSTEMS**, 3, Brasília,

2015. **Anais**. World Congress on Integrated Crop-Livestock-Forest Systems. Brasília, 2015, p. 1-2.

USDA. United States Department of Agriculture. Livestock and poultry: world markets and trade. Washington, D. C. Foreign Agricultural Service. April 2014. Disponível em: <[http://www.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock\\_poultry.pdf](http://www.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock_poultry.pdf)>. Acesso em: jun. 2015.

VALDES, Nicholas R. C. **Policy, technology and efficiency of Brazilian agriculture**. USDA, 2012. Disponível em: <<http://www.ers.usda.gov/media/849055/err137.pdf>>. Acesso em: 26 out. 2015.

VAN DER HEIJDEN, Kees. *Scenarios: the art of strategic conversation*. 1ed. EUA: Wiley, 1996.

VILELA, L.; MARTHA JÚNIOR, G. B.; MACEDO, M. C. M.; MARCHÃO, R. L.; GUIMARÃES JUNIOR, R.; PULROLNIK, K.; MACIEL, G. A. Integração lavoura-pecuária na região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, 2011. (no prelo).

VILELA, L.; MARTHA JR., G. B.; BARIONI, L. G.; BARCELLOS, A. O.; ANDRADE, R. P. Pasture degradation and long-term sustainability of beef cattle systems in the Brazilian Cerrado. "Discussion draft presented at the Symposium Cerrado LandUse and Conservation: Assessing Trade-Offs Between Human and Ecological Needs. XIX Annual Meeting of the Society for Conservation Biology Conservation Biology Capacity Building & Practice in a Globalized World, Brasília, Brazil. 15-19 July 2005.

VILELA, D. Apresentação. In: CARVALHO, M. M; ALVIM, M. J.; CARNEIRO, J. C. [Ed.]. *Sistemas agrofloretais pecuários: opções de sustentabilidade para áreas tropicais e subtropicais*. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite; Brasília: FAO, 2001.

VINHOLIS, B. M. M. et. al. Estudo da viabilidade econômica de Sistemas de Produção Agrossilvipastoris em São Carlos, SP. São Carlos, SP: Embrapa Pecuária Sudeste: 2013. 34 p. (Documento Técnico. 112).

VOGT-SCHILB, Adrien; HALLEGATTE, Stéphane. Marginal abatement cost curves and the optimal timing of mitigation measures. **Energy Policy**, v. 66, p. 645-653, 2014.

UNEP. *UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Bridging the Emissions Gap*. UNEP, 2011. Disponível em: <[http://www.unep.org/pdf/UNEP\\_bridging\\_gap.pdf](http://www.unep.org/pdf/UNEP_bridging_gap.pdf)>. Acesso em: 27 jun. 2015.

XIAO, He; WEI, Qingpeng; WANG, Hailin. Marginal abatement cost and carbon reduction potential outlook of key energy efficiency technologies in China' s building sector to 2030. **Energy Policy**, v. 69, p. 92-105, 2014.

WARA, Michael. Is the global carbon market working?. **Nature**, v. 445, n. 7128, p. 595-596, 2007.

WAGHORN, G. C.; CLARK, D. A. Greenhouse gas mitigation opportunities with immediate application to pastoral grazing for ruminants. In: **International Congress Series**. Elsevier, 2006. p. 107-110.

WÄCHTER, Petra. The usefulness of marginal CO<sub>2</sub>-e abatement cost curves in Austria. **Energy Policy**, v. 61, p. 1116-1126, 2013.

WILLERS, Camila Daniele; RODRIGUES, Luciano Brito. A critical evaluation of Brazilian life cycle assessment studies. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 1, p. 144-152, 2014.

## ANEXO 1 – METODOLOGIA DO CÁLCULO

$$C_{Bj}^{\alpha} = \sum_{i=1}^n E_i \times P_{Ei}$$

Onde:

$C_{Bj}^{\alpha}$  = custo base  $x$  (carne) no ano  $y$  (2014)

$i$  = energético utilizado (energia elétrica)

$E_i$  = consumo de energia ( $i$ )

$P_{Ei}$  = preço da energia

A soma dos custos anuais de 2015 a 2026 foi realizada através do somatório do  $C_{bj}^{\alpha}$  dos valores presentes para cada ano.

$$C_j^T = \sum_{\alpha=2015}^{2026} \frac{C_{Bj}^{\alpha}}{(1 + d)^{(\alpha-2015)}}$$

Considerou o crescimento para cada ano (2015-2026) de acordo com as projeções do BCB (2014) a uma taxa de desconto uniforme de 10% a.a<sup>6</sup>. Calculou-se o custo de mitigação para cada medida a ser adotada para as duas produções e seus distintos sistemas.

$$C_K^{\alpha} = \frac{C_K}{P_r} \times (1 + 0,02)^{(\alpha-2015)}$$

Onde:

$C_K$  = Custo total com bens de capital;

$C_K^{\alpha}$  = Custo anual com bens de capital;

$\alpha$  = ano de 2014 a 2026;

$P_r$  = Prazo de retorno da opção de mitigação.

Dessa forma, a soma do investimento total calculado para cada medida de mitigação é o somatório dos custos de bens de capital e demais custos agregados de

---

<sup>6</sup> Taxa de desconto utilizada no trabalho de acordo com os valores praticados em financiamentos do Banco Nacional e Desenvolvimento Econômico (BNDS).

produção. Para a evolução das emissões no cenário referencial, a taxa de crescimento distinto foi estipulada para cada ano. Assim sendo, o cálculo das emissões da seguinte forma:

$$tCO_2e^\alpha = CO_2e^{2015} \times (1 + 0,02)^{(\alpha - 2015)}$$

$CO_2e$  = emissões de dióxido de carbono equivalente;

$\alpha$  = ano de 2015 a 2026.

O custo total do cenário de baixo carbono é somado ao custo total do investimento mais os custos de manutenção e energia anual.

$$C_{BC}^\alpha = CI_\alpha + C_\alpha^{O\&M} + C_E^\alpha$$

Onde:

$C_{BC}^\alpha$  = Custos anuais referentes ao cenário de baixo carbono;

$CI_\alpha$  = Custos do investimento para o ano x;

$C_\alpha^{O\&M}$  = Custos com a manutenção no ano x para o cenário de baixo carbono;

$C_E^\alpha$  = Custos com energia para a produção no cenário de baixo carbono.

O resultado líquido é a subtração dos custos totais do cenário alternativo a suas receitas. Quando há, em alguns casos, a geração de subprodutos ou excedentes que podem ser vendidos dessas medidas de mitigação no cenário de baixo carbono, isso deve ser contabilizado e somado às receitas do cenário alternativo.

$$RL_\alpha = C_{BC}^\alpha - R_{BC}^\alpha - C_B^\alpha + R_B^\alpha$$

Onde:

$RL_\alpha$  = Resultado líquido anual;

$C_{BC}^\alpha$  = Refere-se aos custos anuais do cenário alternativo;

$R_{BC}^\alpha$  = Receitas anuais do cenário de baixo carbono;

$C_B^\alpha$  = Custos anuais do cenário *Business as Usual*;

$R_B^\alpha$  = Receita anual do cenário-base.

A subtração da vida útil dos bens de capitais deve ocorrer, de acordo com cada medida para cálculo, da seguinte maneira:

$$FRC = \frac{(1 + d)^{(VU-d)}}{(1 + d)^{(VU-1)}}$$

Onde:

$FRC$  = Fator de recuperação do capital;

$d$  = Taxa de desconto (10% a.a);

Assim, aplicou o resultado do fator de recuperação do capital ano a ano para a projeção dos cenários.

$$I \times FRC = FRC \times \sum_{a=n-1}^n I$$

Onde:

$I$  = Investimento.

Em seguida, devem-se calcular os resultados do cenário referencial ao cenário de baixo carbono.

$$Resultado_{\alpha} = (R_{bc}^{\alpha} - R_b^{\alpha}) - (O\&M_{bc}^{\alpha} - O\&M_B^{\alpha}) - (C_{BC}^{E\alpha} - C_B^{E\alpha})$$

Onde:

$R_{bc}^{\alpha}$  = Receita anual do cenário alternativo;

$R_b^{\alpha}$  = Receita anual do cenário referencial;

$O\&M_{bc}^{\alpha}$  = Custos anuais com a produção e manutenção do cenário de baixo carbono;

$O\&M_B^{\alpha}$  = Custos anuais com a produção e manutenção do cenário-base;

$C_{BC}^{E\alpha}$  = Custos com energia anuais para o cenário alternativo;

$C_B^{E\alpha}$  = Custos com energia anuais para o cenário-base.

Para obter o custo médio da tonelada evitada é necessário dividir o resultado do  $CN_a$  pelas toneladas de CO<sub>2</sub> evitadas ano a ano.

$$CtCO_2e_a = \frac{CN_a}{tCO_2e\ evitadas_a}$$

Onde:

$CtCO_2e_a$  = Custo da tonelada de CO<sub>2</sub> evitada anualmente;

$tCO_2e\ evitadas_a$  = tonelada de dióxido de carbono equivalente evitada anualmente por cada medida de mitigação.

Por fim calculou-se uma média anual de custos por toneladas evitadas e ponderadas de acordo com o volume total das emissões de 2015 a 2026.

$$CMtCO_2e_{2015-2026} = \frac{\sum_{a=2015}^{2026}(CtCO_2e\ evitadas_a)}{\sum_{2015}^{2026} tCO_2e\ evitadas_a}$$

Após o cálculo da média anual de custos, organizam-se os custos em ordem crescente de acordo com cada medida, para ponderar a participação de cada opção de mitigação referente ao potencial de abatimento frente ao cenário-base. Esses percentuais de participação são denominados de *share*:

$$share\ do\ conjunto = \sum_{i=1}^3 OM_i$$

Onde:

$OM_i$  = *Share* da opção de mitigação *i*.