



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONEGÓCIOS

JOÃO VITOR BORGES DA SILVA

**ECOEFIÊNCIA DA AGROPECUÁRIA AMAZÔNICA: CUSTOS DE
OPORTUNIDADE E FATORES CONDICIONANTES**

Brasília/DF,

Janeiro/2021

JOÃO VITOR BORGES DA SILVA

**ECOEFIÊNCIA DA AGROPECUÁRIA AMAZÔNICA: CUSTOS
DE OPORTUNIDADE E FATORES CONDICIONANTES**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado do Programa de Pós-graduação em Agronegócios, da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília (UnB), como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Agronegócios.

Orientador(a): Prof. Dr. Carlos Rosano-Peña

**Brasília/DF
Janeiro/2021**

SILVA, J. V. B. **Ecoeficiência da agropecuária amazônica**: custos de oportunidade e fatores condicionantes. 2021, 120 f. Dissertação. (Mestrado em Agronegócio) – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, 2021.

Documento formal, autorizando reprodução desta dissertação de mestrado/tese de doutorado para empréstimo ou comercialização, exclusivamente para fins acadêmicos, foi passado pelo autor à Universidade de Brasília e acha-se arquivado na Secretaria do Programa. O autor reserva para si os outros direitos autorais, de publicação. Nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor. Citações são estimuladas, desde que citada a fonte.

JOÃO VITOR BORGES DA SILVA

ECOEFIÊNCIA DA AGROPECUÁRIA AMAZÔNICA: CUSTOS DE OPORTUNIDADE E FATORES CONDICIONANTES

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado do Programa de Pós-graduação em Agronegócios, da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Brasília (UnB), como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Agronegócios.

Aprovado pela seguinte banca examinadora:

Prof. Dr.Carlos Rosano Peña
(ORIENTADOR)

Prof. Dr.Mauro Del Grossi
(EXAMINADOR INTERNO)

Prof. Dr.Jorge Madeira Nogueira
(EXAMINADOR EXTERNO)

Prof. Dr.André Luiz Marques Serrano
(SUPLENTE)

Brasília/DF,

Janeiro/2021

Agradecimentos

Escrever uma dissertação de mestrado foi, com certeza, o maior e mais gratificante desafio profissional que já tive. Por isso, não faltam pessoas que gostaria de agradecer e mencionar por contribuições ao longo desse processo, sendo que aqui tento fazer jus a algumas das principais que estiveram comigo ao longo desses dois anos. Foi uma jornada e tanto.

Agradeço a minha noiva e companheira de vida, Rebeca, com quem tive a alegria de dividir a experiência de cursar mestrado juntos, ainda que em áreas diferentes. As longas tardes estudando na BCE e todas as conversas e conselhos constituem a maior parte das boas lembranças que carregarei comigo desses anos. Sua coragem em seguir por esse caminho sempre foi minha inspiração. Agradeço também a minha família, pai e mãe, que permitiram de diversas formas que eu tivesse os condicionamentos para ingressar em uma carreira acadêmica que se inicia. Em especial, meu muito obrigado ao Pedro, meu irmão, a quem sempre admirei, e que nunca deixou de me apoiar e me incentivar a seguir meus sonhos.

Ao Rafael, que foi meu colega em uma disciplina do primeiro semestre e, a partir de então, se tornou um amigo e irmão para vida. Ao meu professor e orientador Rosano, que ao longo de três anos, desde a orientação da monografia da graduação, tem me desafiado com conselhos e conversas a me tornar um pesquisador melhor dia após dia. Aos professores Mauro Del Grossi e Jorge Madeira, por terem me instigado com críticas valiosas na qualificação do projeto. Este último, em especial, pois tive o prazer de cursar minha primeira disciplina à distância em uma turma bastante descontraída nessa difícil pandemia.

Agradeço também ao professor Karim Thomé, que me orientou e auxiliou na minha primeira publicação de artigo, e cuja disciplina de introdução ao agronegócio me foi essencial para que eu desenvolvesse pensamento e escrita científica. Ainda, agradeço igualmente aos meus amigos Ana Leite, Gabriel, Aníbal, Igor, Lucas e Victor. Vocês fizeram muita falta nesse ano de pandemia, pois os encontros na UnB estão entre os melhores momentos do mestrado e graduação.

Por fim, mas não menos importante, agradeço a Deus, que me sustentou em todo esse tempo, tanto fisicamente como espiritualmente, tendo me vocacionado muito antes de eu sequer ter ideia de que a carreira acadêmica era minha escolha profissional. Esse texto certamente é um testemunho de todo cuidado de Cristo em minha vida.

*“Quando você atravessar as águas eu estarei com você;
quando você atravessar os rios, eles não o encobrirão.
Quando você andar através do fogo, não se queimará;
Pois eu sou o Senhor, o seu Deus, o Santo de Israel,
o seu Salvador;”
(Isaías 43:2-3)*

Resumo

O agronegócio na Amazônia, especialmente após a expansão da fronteira agrícola para a região, tornou-se um importante vetor de produção agropecuária no Brasil. Entretanto, essa relevância econômica tem acarretado contrapartidas ambientais de crescimento do desmatamento no bioma e de perda de sua biodiversidade. Com isso, o objetivo dessa dissertação foi de mensurar e analisar os índices de ecoeficiência agropecuária dos municípios amazônicos e seus fatores condicionantes. Utilizou-se, para isso, duas metodologias com incorporação de funções distância para melhor estimar fronteiras de ecoeficiência: DEA-DDF e SFA-HDF. Considerando a análise dos resultados da DEA-DDF, observou-se principalmente que o nível de ecoeficiência dos municípios é de moderada a ruim, com uma possibilidade média de redução de 36% dos impactos ambientais e insumos simultaneamente à expansão dos produtos nessa proporção. Mato Grosso, Pará e Amazonas foram os estados com desempenho de maior ecoeficiência, ao passo que as municipalidades de Maranhão e Tocantins foram os de menor ecoeficiência. Pelo prisma da SFA-HDF, a análise dos parâmetros evidenciou que a variável de maior impacto na ecoeficiência agropecuária da Amazônia foi o impacto na biodiversidade oriundo da especialização produtiva. Pelos preços-sombra estimados, o elevado custo de oportunidade de redução desse impacto por percentual do índice de Shannon demonstrou que amenização da pressão na biodiversidade envolve um custo econômico considerável. Similarmente, observou-se que a preservação de 1 hectare em APP e Reserva Legal tem um custo econômico alto, valor que representa o incentivo econômico necessário para os produtores preservarem a área nativa de suas terras. Ainda, entre as variáveis exógenas regredidas no modelo da SFA, o acesso à crédito demonstrou ter o maior impacto na ecoeficiência, em que os estabelecimentos que obtiveram financiamento estiveram associados com maior ecoeficiência agropecuária. Por fim, um exercício empírico foi realizado para comparar os resultados entre a DEA-DDF e a SFA-HDF, demonstrando que as diferenças observadas, além de serem estatisticamente significantes, devem-se essencialmente à natureza de ambos os métodos, o primeiro determinístico e o segundo, estocástico. Portanto, os resultados dessa pesquisa são úteis para auxiliar a elaboração de políticas públicas, em que os valores e as discussões suscitadas podem ser utilizados como referências para avaliar a sustentabilidade da agropecuária da Amazônia.

Palavras-chave: Ecoeficiência; Sustentabilidade; SFA; DEA; Amazônia.

Abstract

The agribusiness in the Amazon region, especially after the expansion of the agricultural frontier to the region, has become an important vector of agricultural production in Brazil. However, this economic relevance has led to environmental counterparts in the growth of deforestation in this biome and in the loss of its biodiversity. Thus, the objective of this dissertation was to measure and analyze the agricultural eco-efficiency indexes in the Amazonian municipalities and their conditioning factors. For this, two methodologies were used with the incorporation of distance functions to better estimate eco-efficiency frontiers: DEA-DDF and SFA-HDF. Considering the analysis of the results of DEA-DDF, it was mainly observed that the level of eco-efficiency of the municipalities is moderate to bad, with an average possibility of reducing 36% of the environmental impacts and inputs simultaneously to the expansion of the products in this same proportion. Mato Grosso, Pará and Amazonas were the states with the highest eco-efficiency performance, while the municipalities of Maranhão and Tocantins were the least eco-efficient. From the perspective of the SFA-HDF, the analysis of the parameters showed that the variable with the greatest impact on agricultural eco-efficiency in the Amazon was the impact on biodiversity arising from productive specialization. By the estimated shadow prices, the high opportunity cost of reducing this impact by a percentage of the Shannon index demonstrated that easing the pressure on biodiversity involves a considerable economic cost. Similarly, it was observed that the preservation of 1 hectare in APP and Legal Reserve has a high economic cost, a value that represents the necessary economic incentive for producers to preserve the native area of their lands. Still, among the exogenous variables regressed in the SFA model, access to credit has shown to have the greatest impact on eco-efficiency, in which the establishments that obtained financing were associated with greater agricultural eco-efficiency. Finally, an empirical exercise was carried out to compare the results between DEA-DDF and SFA-HDF, demonstrating that the differences observed, in addition to being statistically significant, are essentially due to the nature of both methods, the first as a deterministic one and the second, as stochastic. Therefore, the results of this research are useful to assist in the development of public policies, in which the values and discussions raised can be used as references to assess the sustainability of agriculture in the Amazon.

Keywords: Eco-efficiency; Sustainability; SFA; DEA; Amazon

Lista de ilustrações

Figura 1 – Incremento de desmatamento na Amazônia brasileira	14
Figura 2 – Incremento de desmatamento na Amazônia por UF	15
Figura 3 – Conjunto de Possibilidade de Produção	21
Figura 4 – Visualização em rede	34
Figura 5 – Distribuição dos artigos por abordagem	35
Figura 6 – Número de artigos por classificação e ano	36
Figura 7 – Distribuição de artigos por método	43
Figura 8 – Fronteira CCR e BCC	59
Figura 9 – Fronteira com DDF	61
Figura 10 – Fronteira de produção - SFA	64
Figura 11 – Gráfico da razão log de $R^{(r)}$ e R_{\min} vs. r	76
Figura 12 – Distribuição dos indicadores de ecoeficiência	82
Figura 13 – Distribuição espacial da ecoeficiência	84
Figura 14 – Distribuição espacial da ecoeficiência por RGI	86
Figura 15 – Distribuição dos escores de ecoeficiência	100
Figura 16 – Distribuição espacial da ecoeficiência	102
Figura 17 – Tendência central e dispersão da ecoeficiência por método e UF	107

Lista de tabelas

Tabela 1 – Conceitos de sustentabilidade	25
Tabela 2 – Variáveis de (eco)eficiência da produção agropecuária	41
Tabela 3 – Determinantes da (eco)eficiência da produção agropecuária	42
Tabela 4 – As r DMUs removidas com base no mínimo valor de $R^{(r)}$	75
Tabela 5 – Municípios removidos	77
Tabela 6 – Estatística descritiva dos insumos e produtos	78
Tabela 7 – Média dos insumos e produtos por estado	79
Tabela 8 – Grupos de ecoeficiência	82
Tabela 9 – Metas de melhorias para as variáveis	88
Tabela 10 – Metas de melhorias das variáveis por UF	90
Tabela 11 – Resultados dos testes de razão verossimilhança	94
Tabela 12 – Parâmetros da função distância translog hiperbólica estimada	95
Tabela 13 – Grupos de ecoeficiência	101
Tabela 14 – Ecoeficiência: DEA-DDF e SFA-HDF	104

Sumário

1	INTRODUÇÃO	11
1.1	Problema de pesquisa	13
1.2	Objetivos gerais e específicos	16
1.3	Justificativa	17
1.4	Estrutura do trabalho	18
2	REFERENCIAL TEÓRICO	19
2.1	Arcabouço conceitual	19
2.1.1	Produtividade e eficiência	19
2.1.2	Sustentabilidade	23
2.1.3	Ecoeficiência	27
2.2	Revisão da literatura	31
2.2.1	Análise bibliométrica	33
2.2.2	Principais abordagens	34
2.2.3	Os conceitos de eficiência e ecoeficiência	37
2.2.4	Delimitação das variáveis	40
2.2.5	Principais métodos e indicadores de (eco)eficiência	42
2.2.6	DEA e SFA: uma discussão	44
2.2.6.1	DEA	44
2.2.6.2	SFA	49
3	MÉTODO	55
3.1	DEA	55
3.1.1	DEA-CRS	55
3.1.2	DEA-VRS	57
3.1.3	DEA-DDF	59
3.2	SFA	62
3.2.1	Função distância hiperbólica e SFA	65
3.2.2	Taxa marginal de substituição técnica e custo da conservação ambiental	70
3.3	Variáveis de pesquisa	71
3.4	Tratamento de outliers	73
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	75
4.1	Remoção de outliers	75
4.2	Análise descritiva	78
4.3	Ecoeficiência: DEA-DDF	81

4.3.1	Análise dos escores de ecoeficiência	81
4.3.2	Metas de melhorias	87
4.4	Ecoeficiência: SFA-HDF	91
4.4.1	Função translog para ecoeficiência agropecuária amazônica	92
4.4.2	Teste de razão da verossimilhança	93
4.4.3	Análise dos parâmetros	94
4.4.4	Análise dos escores de ecoeficiência	100
4.5	DEA-DDF vs. SFA-HDF: uma comparação empírica	103
5	CONCLUSÃO	109
REFERÊNCIAS		112

1 INTRODUÇÃO

A agricultura é uma das principais formas de organização da atividade econômica da humanidade. Sua evolução ao longo dos séculos incorporou diversos sistemas agrários a partir da formação de novos paradigmas de mudanças tecnológicas que alteraram as estruturas sociais de seu tempo. Com efeito, agricultura é um fenômeno historicamente demarcável e de constante mutação (MAZOYER; ROUDART, 2010).

No último século, os sistemas agrícolas assumiram feições industriais. Se antes eram definidos por economias familiares caracterizadas pela autossuficiência, a produção alimentar transforma-se pela incorporação da indústria pelo campo. O agronegócio, então, é marcado pelo processo de agroindustrialização, de aumento de produtividade, alongamento das cadeias produtivas e concentração de recursos financeiros em atividades anteriores e posteriores a produção agrícola em si (DAVIS; GOLDBERG, 1957).

Atualmente, o agronegócio é um setor representativo em grande parte das economias, correspondendo a 3,5% da produção econômica global (WB, 2016). Ainda que essa fração pareça pequena em comparação com grande parte da história humana, que é marcadamente agrícola, a agricultura continua sendo a principal forma humana de uso da terra, cobrindo por volta de 40% da superfície terrestre (MAZOYER; ROUDART, 2010; TOMA et al., 2017). Essa considerável representatividade econômica e proporção de uso da terra se reflete na distribuição da mão de obra no cenário internacional, com as atividades produtivas no campo empregando diretamente 26% da força de trabalho mundial (ILO, 2018).

Isto posto, mesmo que a atual conjuntura seja da atividade industrial como área fundamental da produção interna dos países e para o comércio internacional, o agronegócio ainda se constitui como elemento significativo desse processo, sendo parte integrante das cadeias industriais e partícipe dos ganhos técnicos e econômicos pós-Revolução Industrial (DAVIS; GOLDBERG, 1957). Tais constatações, portanto, reforçam a permanência do agronegócio como setor elementar na dinâmica das economias modernas.

No Brasil, a agropecuária é historicamente fundamental para o desempenho socioeconômico do país. Trata-se de um setor dinâmico, com importante contribuição no produto interno produto (PIB) e para as exportações do país (FORNAZIER; FILHO, 2013). Na série histórica de início em 1969, a participação do agronegócio na composição do PIB brasileiro é de 23% em média, ao passo que o quantitativo de mão de obra ocupada em atividades agrícolas ou pecuárias superou o número de 15 milhões de pessoas em 2017. Ademais, nas últimas décadas houve um crescimento expressivo na quantidade de terras agrícolas, fato que é culminado nos 351 milhões de hectares de terras distribuídas pelo Brasil (FILHO; RIBERA; HORRIDGE, 2016; IBGE, 2019).

A região da Amazônia, que a princípio seria um local menos propício ao cultivo agrícola e à pecuária, atualmente desempenha papel importante na produção alimentar nacional. Em

termos de área de lavouras, tanto permanentes como temporárias, os municípios do bioma amazônico representam praticamente 16% da área total plantada, ao passo que a produção agropecuária, expressa em receita de vendas, representa 15% dos rendimentos econômicos da produção agropecuária brasileira (IBGE, 2019). De fato, o aumento da produção nas últimas décadas se expandiu também ao norte do país, tornando estados como Mato Grosso, Rondônia e Pará relevantes no contexto do agronegócio.

Com efeito, de acordo com Rosano-Peña et al. (2018), a partir do processo de modernização agrícola e devido principalmente à expansão da fronteira agrícola promovida pelo Estado brasileiro e à incorporação de novas tecnologias em métodos intensivos e extensivos, a agropecuária na Amazônia obteve significativos ganhos de produtividade, expressos no crescimento da área agrícola total e do nível de produção ao longo dos anos (FILHO; RIBERA; HORRIDGE, 2016). O caso do Mato Grosso é notável: entre 2006 e 2017, a área colhida de soja cresceu de 4.186.477 para 8.862.732 de hectares, um aumento de 111%, que demonstra os resultados técnicos dos incrementos de produtividade. Particularmente, como resultado de tal conjuntura, esse estado se tornou o maior produtor de soja do país, constituindo 60% das receitas de agronegócio dos municípios amazônicos (IBGE, 2019).

No entanto, toda essa relevância econômica acarretou em impactos ambientais que tem levantado questionamentos a respeito do esgotamento dos recursos naturais do planeta. Se a modernização agrícola, abertura comercial e incentivos estatais com crédito subsidiado e extensão agrícola favoreceram o crescimento da produtividade agrícola, também negligenciaram a gestão ambiental nesse processo (CAMPOS et al., 2014). Nesse sentido, o incremento das pressões oriundas da atividade econômica no meio ambiente tem suscitado discussões na sociedade sobre a relação de conciliação ou exclusividade entre desempenho econômico e preservação ambiental.

Tendo em referência o agronegócio brasileiro, segundo o Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases Efeito Estufa (SEEG), a agricultura e a pecuária são responsáveis por 30% das emissões de gases de efeito estufa no país. Adicionalmente, o setor é um grande consumidor de água no Brasil, sendo responsável por 77% do total de consumo desse recurso. De outra forma, para cada 1 real adicionado pelo setor agropecuário, 91,58 litros de água foram consumidos (IBGE, 2015; SEE, 2019).

A esse respeito, de acordo com PNUMA (2008), a Amazônia é considerada um ecossistema de grande valor por sua riqueza natural, sendo reconhecida internacionalmente por fornecer uma variedade de serviços ecossistêmicos ao mundo todo. Entretanto, esse bioma está vivendo um processo de degradação ambiental que se evidencia no aumento do desmatamento, das queimadas, e na perda de sua biodiversidade. Conseqüentemente, tem-se observado a deterioração acelerada de seus recursos naturais, sobretudo por conta de atividades não sustentáveis que desconsideram a produção de externalidades ao longo processo produtivo. Assim, a rápida expansão da agricultura de monocultura e da pecuária tecnificada, ao negligenciar o aproveitamento sustentável dos fatores produtivos, têm gerado explícitos impactos ambientais na constituição do

ecossistema amazônico (PNUMA, 2008).

De acordo dados do INPE (2020a), no Brasil, os incrementos anuais desflorestamento da Amazônia tem se elevado ao longo dos anos recentes, tendo atingido valor de 10.123 km² em 2019. Outro indicador significativo sobre o nível de degradação ambiental nesse bioma é o número de focos de queimadas detectados por satélites, também do INPE. Apenas em 2019, foram mais de 89 mil focos de queimada localizados na região, sendo que a série histórica indica uma média anual de quase 110 mil focos (INPE, 2020b). Paralelamente, esse tipo de ação antrópica na área amazônica brasileira promove pressões adicionais no aquecimento global, pois sua cobertura vegetal atua como uma reguladora do clima e no sequestro de carbono, contribuindo para a redução da temperatura terrestre (PNUMA, 2008).

Portanto, a partir desse cenário fica nítido que apesar do aumento da atividade econômica nos municípios amazônicos ter fomentado resultados econômicos positivos, existe uma contrapartida de impactos ambientais crescente. Sendo o agronegócio um dos pilares da produção econômica na região, e considerando sua expansão e modernização recente, a dinâmica da degradação ambiental local está conectada com a relação entre competitividade e sustentabilidade da produção primária desse setor. Estudos de ecoeficiência da produção agropecuária, então, tem despontado e angariado relevância por conta da possibilidade de discutir a mitigação das pressões ambientais advindas dessa atividade em paralelo a manutenção do seu desempenho produtivo em níveis ótimos. (ULLAH et al., 2016).

1.1 Problema de pesquisa

Considerando o contexto brasileiro, as sucessivas transformações produtivas no campo, advindas da Revolução Verde e das novas conjunturas comerciais e econômicas, não apenas culminaram na melhoria do padrão de produção do agronegócio, mas também elevaram o potencial de degradação do meio-ambiente a partir de seu processo produtivo (BARBOSA et al., 2013; CAMPOS et al., 2014).

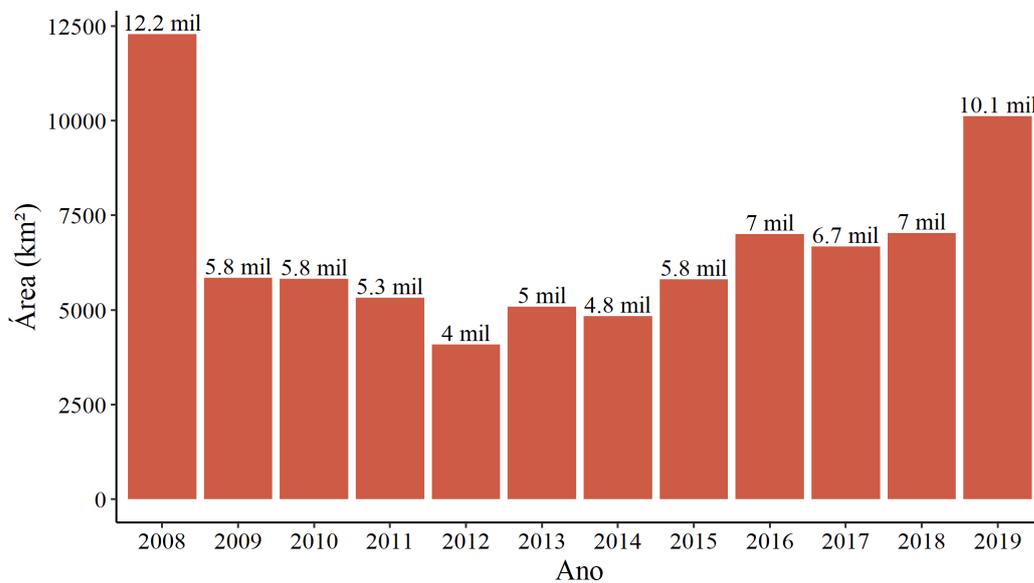
Inicialmente, a modernização agrícola ocasionou desdobramentos positivos, correlatos ao aumento da produção de alimentos e matérias-primas a custos baixos, e da expansão da produtividade da agropecuária oriunda da exploração dos recursos naturais (CAMPOS et al., 2014). Essa conjuntura de incrementos no nível de produção fomentou a análises de eficiência econômica do agronegócio brasileiro, com aplicação de metodologias como Análise Envoltória de Dados (DEA) e Análise de Fronteira Estocástica (SFA) (ROSANO-PEÑA et al., 2018).

Todavia, esse enfoque produtivista negligenciou a agenda ambiental em detrimento dos resultados econômicos, pois não apenas desconsiderou a interdependência entre ambos, como também inobservou o potencial de redução da capacidade de produção dos sistemas agrícolas a partir da degradação contínua do meio-ambiente (CAMPOS et al., 2014; GRAHAM, 2009).

Desta forma, segundo Alencar et al. (2019), o impacto ambiental referente ao avanço da produção agropecuária tem gerado maior preocupação nas sociedades com relação às mudanças no clima do planeta e ao risco de sobrevivência de gerações futuras.

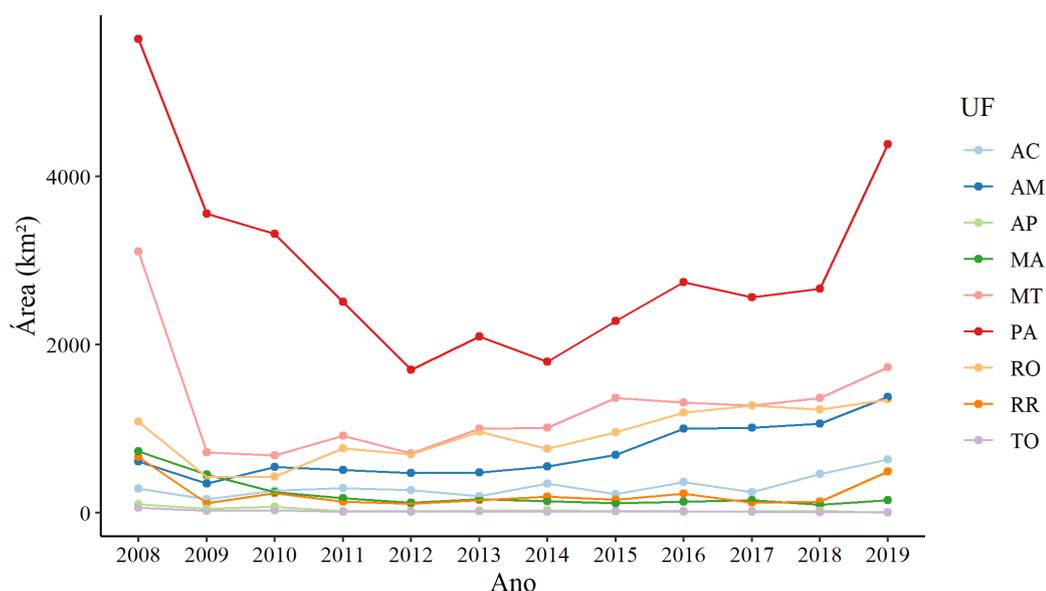
Nas municipalidades inseridas na Amazônia brasileira, a expansão de sistemas agroprodutivos não sustentáveis, baseados na monocultura da soja e na pecuária intensiva, tem provocado aumento significativo da área de floresta desmatada. Mais alarmante ainda são os incrementos recentes no desflorestamento nesses municípios, onde, após uma sucessão de anos de queda, esse indicador tem se deteriorado (INPE, 2020a). Essa constante pressão da atividade econômica regional pode ser melhor visualizada a partir da Figura 1, em que o retrato do desmatamento dessa floresta no Brasil demonstra tendência de elevação, com 2019 constando pico, em 10 anos, de 10,1 mil km² desmatados.

Figura 1 – Incremento de desmatamento na Amazônia brasileira



Fonte: Elaboração própria, com base nos dados de INPE (2020a)

Esse padrão revelado é mais detalhado ao se considerar desagregados os nove estados que abrangem os municípios da Amazônia. O crescimento da produção de milho e soja no Norte do país, em face do aumento da produção agrícola na região, gerou uma constituição do desmatamento especialmente nos estados do Pará e Mato Grosso, dois grandes produtores dessas culturas. Na série histórica, conforme a Figura 2 demonstra, o nível de degradação ambiental que era considerável, percebeu um decrescimento, mas num período recente observou-se novamente tendência de crescimento, com ênfase nas duas unidades federativas citadas e em Amazonas e Rondônia. Com efeito, esses quatro estados, que são casos emblemáticos da expansão agrícola após os anos 1960 e do fortalecimento do agronegócio via monocultura, são também os que mais desmatam na série histórica disponível (IBGE, 2019; INPE, 2020a).

Figura 2 – Incremento de desmatamento na Amazônia por UF

Fonte: Elaboração própria, com base nos dados de INPE (2020a).

Desta forma, longe de estar equacionada, a relação entre produção econômica do agronegócio e conservação ambiental do bioma amazônico demonstra claros sinais de tensão ao longo do processo descrito. O que parece se evidenciar, assim, é o caráter indissociável da geração de pressões ambientais a partir da atividade econômica, especificamente da agropecuária, na região. De outra forma, a expansão do nível de produtividade regional tem ocasionado no correspondente aumento do consumo dos recursos naturais, sem que haja incentivos econômicos de absorção das externalidades por parte dos agentes privados (BAUMOL; OATES, 1979; PICAZO-TADEO; ESTEVE; GÓMEZ-LIMÓN, 2012). Tal apontamento é basilar, pois ao mesmo tempo em que a maximização do desempenho produtivo é desejável, a minimização dos impactos no meio ambiente tem se tornado premente no contexto dos municípios da Amazônia.

O agronegócio amazônico, então, como vetor de degradação ambiental suscita discussão a respeito da necessidade de manutenção dos recursos naturais, no qual a atividade econômica é diretamente dependente e não pode promover sua escassez sem considerar sua finitude (KULA, 1998). Nesse sentido, análises de ecoeficiência tem se intensificado como contrapartida às análises tradicionais de eficiência econômica, e no contexto em questão são investigações proveitosas porque promovem o desenvolvimento econômico mitigando a deterioração dos estoques de recursos naturais regionais (ROSANO-PEÑA et al., 2018). Tanto por meio de metodologias não paramétricas como paramétricas, a saber, DEA e SFA, a incorporação de externalidades negativas no modelo teórico-metodológico das análises tradicionais possibilita estimar fronteiras de ecoeficiência que consideram eficiência ambiental em sua constituição (BERRE et al., 2017).

Sendo assim, a construção de indicadores de ecoeficiência adquire relevância diante da necessidade de se verificar a relação entre a agenda econômica e ambiental da produção

agropecuária. Se o padrão de maximização do desempenho produtivo às custas da elevação das pressões ambientais ou a conservação dos recursos naturais em detrimento da produção física forem as únicas soluções viáveis, teria-se um jogo de soma-zero. Por outro lado, caso a gestão das externalidades ambientais e a gestão dos fatores produtivos possam ser objetivos conciliáveis, então se configuraria um resultado *win-win*, em que ambas agendas podem obter vantagens (ROSANO-PEÑA et al., 2014).

Adicionalmente, essa análise de ecoeficiência pode ensejar um estudo dos fatores exógenos ou variáveis não controláveis pelo produtor que estão associados e que condicionam o desempenho sustentável na região amazônica. Clima, educação e idade do produtor, e assistência e crédito agrícola, por exemplo, podem ser constitutivos da eficiência técnica ecológica da produção agropecuária para além da gestão dos fatores produtivos. Além disso, é factível também que os preços-sombra ou custos de oportunidade relativos à redução dos impactos ambientais sejam estimados por meio dessa avaliação de ecoeficiência.

Por conseguinte, surgem três questões de pesquisa a serem respondidas: é possível aumentar a produção agropecuária dos municípios da Amazônia simultaneamente à redução de impactos ambientais nesse bioma e à utilização de insumos? Qual é o custo de oportunidade atrelado à redução do potencial de degradação do ecossistema amazônico? Quais são os fatores determinantes exógenos da ecoeficiência agropecuária da região?

1.2 Objetivos gerais e específicos

Considerando as perguntas de pesquisa propostas, o objetivo desse trabalho é mensurar e analisar, para dados de corte transversal, os índices de ecoeficiência agropecuária dos municípios do bioma Amazônia e seus fatores condicionantes. Para isso, incorpora-se duas externalidades ambientais, uma positiva e outra negativa, e operacionaliza-se a análise por meio de metodologias de mensuração de fronteiras de ecoeficiência que permitem estimar o custo de oportunidade de redução dos impactos ambientais e de preservação de áreas florestais. Para a consecução do objetivo geral descrito, são elencados a seguir alguns objetivos específicos:

1. Analisar e comparar os índices de ecoeficiência agropecuária dos municípios amazônicos estimados via dois métodos, um não-paramétrico e outro paramétrico: Análise Envoltória de Dados com função distância direcional (DEA-DDF) e Análise de Fronteira Estocástica com função distância hiperbólica (SFA-HDF).
2. Estimar e analisar os fatores determinantes exógenos do desempenho econômico e ambiental da produção agropecuária municipal da Amazônia, de forma a caracterizar variáveis econômicas, sociais e ambientais que mais influenciam a ecoineficiência dos produtores da região.

3. Estimar e analisar os preços sombra, isto é, o custo de oportunidade das externalidades ambientais negativas e positivas. Com isso, será possível estimar o custo total de conservação e redução das pressões ambientais oriundas do agronegócio na Amazônia, definindo metas de políticas públicas factíveis para produção agropecuária dessa região.

1.3 Justificativa

Para além da apreciação anterior sobre o esgotamento dos recursos naturais e suas consequências adversas para o desempenho econômico do agronegócio brasileiro, é fato que ainda são poucos os estudos de eficiência ambiental da produção alimentar no Brasil (SILVA; THOMÉ, 2021, no prelo). Ademais, esse é um objeto de estudo ainda em ascensão, com diferentes problemáticas e aspectos metodológicos sendo explorados e desenvolvidos em pesquisas recentes na literatura internacional. Essa constatação será melhor desenvolvida na revisão de literatura, seção do próximo capítulo dessa dissertação.

Contudo, a principal justificativa desse trabalho é de cunho metodológico, pois serão utilizados dois métodos tradicionais de análise de eficiência, a DEA e a SFA, combinados com funções distâncias direcionais que tornam os modelos econômicos propícios para incorporação de externalidades e representação de fronteiras de eficiência econômica e ambiental (ROSANO-PEÑA et al., 2014). Assim, a DEA-DDF e a SFA-HDF são representações pouco empregadas na literatura brasileira, fato que, juntamente com a comparação empírica entre resultados de ecoeficiência gerados por uma fronteira determinística e outra que considera processos estocásticos em sua formação, pode contribuir para o estado da arte do tema.

Paralelamente à discussão a respeito da conciliação entre desempenho econômico e conservação ambiental, também é proveitoso estimar os custos marginais de redução dos impactos ao meio ambiente. Essa análise permitirá investigar quanto seria necessário, em termos monetários, para que um estabelecimento deixasse de gerar uma unidade a mais de um tipo de pressão ambiental, constituindo valores de referência para elaboração de políticas públicas ambientais (ROSANO-PEÑA et al., 2018). Com efeito, esses custos podem indicar se os retornos financeiros da atividade produtiva são incentivos suficientes seja para que os produtores mitiguem esses produtos indesejáveis, seja promoção de áreas preservadas e outras externalidades ambientais positivas (WETTEMANN; LATACZ-LOHMANN, 2017).

Adicionalmente, tão importante quanto a análise da atividade agrícola enquanto gestão, é atentar para o caráter não controlável de fatores exógenos que influenciam a ecoeficiência de um estabelecimento (GODOY-DURÁN et al., 2017). Sejam as variáveis socioeconômicas, ambientais ou climáticas, em um país de proporções continentais como o Brasil, essa dependência se torna mais expressiva devido a heterogeneidade regional em que as cadeias agropecuárias estão inseridas no país.

Por fim, as referidas análises dos custos de oportunidade de conservação ambiental e dos fatores determinantes da ecoeficiência agropecuária também são pouco exploradas, principalmente no contexto brasileiro e do bioma Amazônico, podendo ser relevantes no auxílio para elaboração de políticas públicas factíveis para que o agronegócio seja sustentável econômica e ambientalmente a longo prazo (ALENCAR et al., 2019).

1.4 Estrutura do trabalho

Essa dissertação deverá dividida em cinco capítulos. O primeiro é a introdução, que apresenta o problema de pesquisa e objetivos do trabalho. O segundo é o referencial teórico, que discute os principais autores e conceitos, além de analisar o estado da arte do tema em uma revisão da literatura. O terceiro é o capítulo de materiais e métodos, em que serão descritas as metodologias empregadas e as variáveis escolhidas para os modelos. O quarto é a apresentação e discussão dos resultados. E, por fim, o quinto é o capítulo de considerações finais, em que são resumidos os principais resultados do trabalho e apontadas possíveis contribuições futuras.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

A princípio, dois conceitos são essenciais para as pesquisas que tem como objeto de estudo ecoeficiência, a saber, produtividade e sustentabilidade. O primeiro se justifica pela implicação econômica das análises de eficiência, ao passo que o segundo se explica pela inclusão do eixo ambiental e social nos estudos de produtividade. Ambas as concepções são importantes porque permitem mensurar conjuntamente desempenho econômico e socioambiental.

A seguir, essa discussão será aprofundada de forma a elucidar o tratamento da literatura para esses e outros conceitos correlatos, que estão imbricados nos estudos aplicados do tema.

2.1 Arcabouço conceitual

2.1.1 Produtividade e eficiência

Produtividade é um conceito e métrica muito utilizado para mensurar o desempenho do agronegócio em relação ao uso dos fatores produtivos. Por ser expresso em valores absolutos, pode ser definido como a razão dos *outputs* produzidos pelos *inputs* utilizados por uma firma qualquer (COELLI et al., 2005). Matematicamente expresso por:

$$\text{produtividade} = \frac{\text{produtos}}{\text{insumos}} = \frac{y}{x} \quad (2.1)$$

Sua operacionalização como indicador é comumente feita através da consideração de performance de cada insumo isolado em face do produto final, no que é chamado de produtividade parcial. Rosano-Peña (2008), então, afirma que o conceito de produtividade parcial é útil para medir o grau de consecução de um objetivo ao relacionar o nível de aproveitamento do produto em relação a um insumo. Sendo assim, quando o problema em questão envolve apenas a examinação de um único *input* em relação a um único *output*, o cálculo é trivial. Na agricultura, um exemplo de produtividade parcial seria a produtividade da terra, que é o desempenho técnico e econômico da terra como fator produtivo.

Entretanto, as limitações surgem quando, em problemas complexos, têm-se múltiplos insumos e produtos, como no produção agropecuária. Nesse caso, a referência mais adequada é a produtividade total dos fatores (PTF), que é uma medida que considera todos os fatores de produção e produtos gerados (COELLI et al., 2005). De acordo com Christensen (1975), a PTF é descrita como o quociente do índice agregado dos *outputs* sob o índice agregado dos *inputs*, como expresso na Equação 2.2:

$$PTF = \frac{u_1y_1 + u_2y_2 + \dots + u_sy_s}{v_1x_1 + v_2x_2 + \dots + v_sx_s} = \sum_{j=1}^s u_j y_j / \sum_{i=1}^r v_i x_i \quad (2.2)$$

Onde v e u são os pesos atribuídos a cada entrada x e saída y respectivamente.

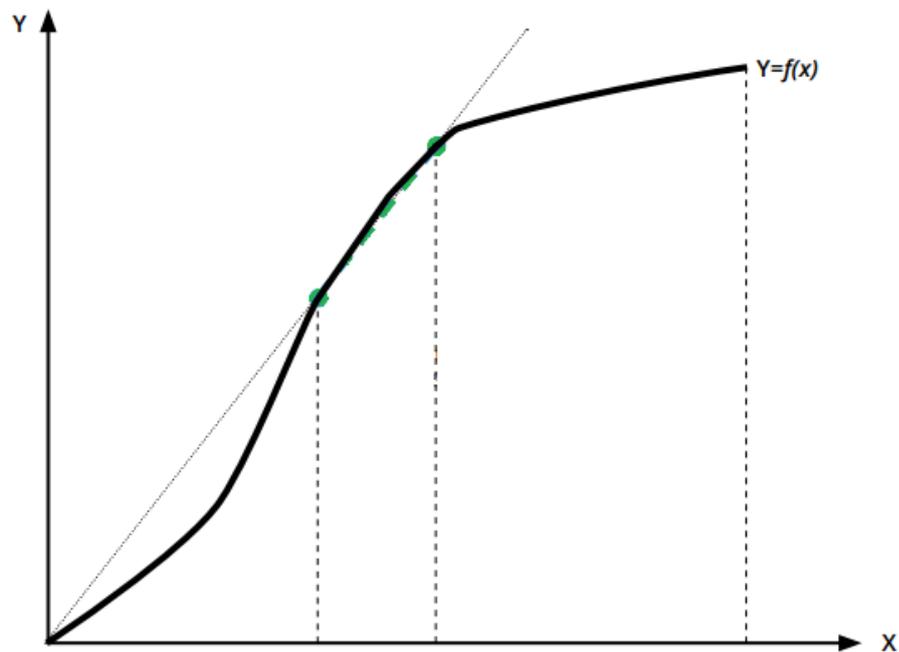
Desta forma, é possível estabelecer a importância ponderada de cada variável, ainda que estas estejam apresentadas em diferentes unidades de medida. Esses pesos podem ser representados por preços, mas muitas vezes estes não são conhecidos, seja por serem externalidades, por situações de mercados imperfeitos, ou de bens públicos. Tal fato representa também uma problemática, pois isso dificulta o estabelecimento objetivo dos pesos, que sem um método específico são definidos arbitrariamente.

Outra definição implícita e adjunta a concepção de produtividade e a essa fundamentação teórica é a do conjunto de possibilidade de produção (CPP). Este é o delimitador físico e tecnológico de um setor produtivo como a agricultura, em que as múltiplas e factíveis combinações de insumos e produtos podem ser representadas (FÄRE et al., 1989). Formalmente, $CPP = \{(x, y) : x \text{ pode produzir } y\}$, onde $x = (x_1, x_2, \dots, x_m)$ é o vetor de insumos que, após ser transformado, produz um vetor de produtos $y = (y_1, y_2, \dots, y_s)$. Para representar a tecnologia adequadamente, esse CPP deve respeitar um conjunto de propriedades formuladas por Färe et al. (1989). São estas:

1. A possibilidade de não produzir pertence ao CPP.
2. Se $(0, y)$ pertence ao CPP, logo $y = 0$, ou seja, não é possível produzir algo do nada.
3. O CPP deve ser um conjunto limitado: para cada vetor finito de insumos pertencente ao CPP, existe uma quantidade máxima de produtos que se possa produzir; isto é, não é possível produzir infinitos produtos com um dado vetor de insumos.
4. O CPP é um conjunto fechado: isto significa que os pares de vetores que pertencem às fronteiras do CPP estão contidos no CPP.
5. Livre descarte: Para todo $\bar{x} \geq x$ e $\bar{y} \leq y$ se $(x, y) \in CPP$, então $(\bar{x}, y) \in CPP$ e $(x, \bar{y}) \in CPP$. Isso significa que é possível gerar um determinado nível de produção utilizando-se uma quantidade maior de insumos, bem como produzir uma quantidade menor de produtos dada uma quantidade fixa de insumos.
6. Possibilidade de retornos crescentes de escala: o aumento da quantidade utilizada de insumos determina um aumento relativamente superior na quantidade do produto.
7. Possibilidade de rendimentos constantes de escala: o aumento da quantidade utilizada de insumos determina um aumento exatamente proporcional à quantidade do produto.
8. Possibilidade de rendimentos decrescentes de escala: o aumento da quantidade utilizada de insumos determina um acréscimo relativamente menor que a quantidade do produto.
9. O CPP é um conjunto convexo. Essa assunção é rompida com a propriedade 6.

Isto posto, a fronteira de possibilidade de produção pode ser representada graficamente através da Figura 3. A partir da desta, $CPP = \{(x,y) : y \leq f(x), x,y \geq 0\}$, onde $f(x)$ representa a máxima produção possível com um dado nível de insumo e tecnologia disponível num dado período de tempo. O sinal \leq indica a possibilidade de livre-descarte, isto é, a viabilidade de se produzir um número menor de qualquer y com a mesma quantidade de x , ou de se exigir uma quantidade maior de insumos para um dado nível de produção (MADURO-ABREU, 2018).

Figura 3 – Conjunto de Possibilidade de Produção



Fonte: adaptado de Maduro-Abreu (2018). Elaboração do própria.

Tendo definido o CPP, a produtividade, para o caso mais simples, será definida também pela inclinação da reta (y/x) que une cada ponto factível desse conjunto com a origem do plano cartesiano. Dessa forma, a máxima produtividade está representada na Figura 3 pela reta que passa pelos pontos verdes.

Por outro lado, o conceito de eficiência, por outro lado, é facilmente confundido e intercambiado com o de produtividade. É usualmente conhecido como a possibilidade de alcançar uma meta ou objetivo a partir do melhor uso possível dos recursos em uma atividade produtiva. Em termos monetários, segundo Pyndick e Rubinfeld (1994), uma unidade é economicamente eficiente quando maximiza sua produção a partir de insumos existentes e limita seus desperdícios a um custo determinado e factível. Apenas tendo cumprido essa condição é que um resultado específico poderia ser considerado eficiente. Em outras palavras, a eficiência pode ser definida como a produtividade relativa, já que compara a produtividade de cada unidade produtiva com as melhores práticas, isto é, aquelas que maximizam a produtividade.

Assim, seu uso se torna especialmente útil para viabilizar a comparação inter-firmas, pois sua constituição como a dimensão relativa da produtividade requer a formação de um grupo comparativo. Aqui, a produtividade de um agente ou setor deixa de ser uma medida absoluta de uso dos insumos para ser uma métrica em relação a outra produtividade existente. Consequentemente, presumindo o contexto dessa pesquisa, esse conceito é fundamental porque enseja o contraste de desempenho de cada unidade de decisão (DMU, do inglês, *Decision Making Unit*), os estabelecimentos agropecuários, com as melhores práticas factíveis de seu grupo de comparação (FARRELL, 1957).

Não obstante, é com base em Farrell (1957) que a concepção de eficiência é sistematizada em ramificações delimitadas e distintas, ensejando estudos aplicados mais abrangentes. De acordo com o autor, a eficiência econômica pode ser definida ora como técnica, ora como alocativa. Enquanto que a primeira envolve exclusivamente os aspectos físicos do processo produtivo e é caracterizada como a competência de uma organização para maximização da relação produto/insumo, a última se refere também aos aspectos monetários da produção, sendo assinalada como a competência de uma DMU para maximizar a relação receitas-custos.

Sendo assim, a dimensão alocativa reflete a habilidade da unidade produtiva de definir a combinação dos insumos e dos produtos que, respectivamente, minimiza os custos e maximiza a receita (FARRELL, 1957). Com isso, para que uma unidade tenha eficiência alocativa, é necessário que tenha também eficiência técnica, haja vista que um ponto de eficiência alocativa em uma determinada fronteira é também um ponto ótimo do aspecto técnico da relação insumo/produto. A eficiência econômica, por fim, é o produto agregado desses dois aspectos analisados.

Com base nas definições de Farrell (1957), o trabalho seminal de Banker, Charnes e Cooper (1984) a escala como outro fator relevante a ser considerado na dimensão física do processo produtivo. Essa adição considera a escala das unidades produtivas na composição da eficiência técnica, isto é, se estas estão subdimensionadas, superdimensionadas ou em escala ótima, sendo que sua importância deriva-se da falibilidade da propriedade de convexidade dos retornos, que é insuficiente diante de situações de mercados imperfeitos (FARRELL, 1957; BANKER; CHARNES; COOPER, 1984). Portanto, o conceito primeiro de eficiência técnica se subdivide em eficiência técnica pura e eficiência de escala, que agregadas compõem a eficiência técnica global.

Por conseguinte, a relevância do pressuposto do efeito escala nos modelos de determinação da produtividade se resume, para além da admissão de variação da eficiência em função da escala, na percepção da comparação de firmas de diferentes tamanhos e capacidades produtivas (ROSANO-PEÑA, 2008). Ademais, os estudos de Farrell (1957) e Banker, Charnes e Cooper (1984) são considerados clássicos para a aplicação do marco teórico de eficiência econômica em modelos de Análise Envoltória de Dados (*Data Envelopment Analysis - DEA*), que estimam fronteiras de eficiência e a importância relativa das variáveis do modelo a partir de problemas programação linear (PPL). Trata-se, portanto, de uma metodologia amplamente utilizada para

estimar produtividade relativa do agronegócio e de outras áreas de atividade econômica.

2.1.2 Sustentabilidade

No contexto do agronegócio, análises de eficiência econômica tem angariado cada vez mais relevância ao longo das décadas. No Brasil, o advento da Revolução Verde e a expansão da fronteira agrícola incentivaram políticas públicas que favorecessem o desempenho econômico do *agribusiness*. Todavia, o cenário vigente de modernização agrícola negligenciou o potencial latente de degradação ambiental e ameaça a diversos ecossistemas (GRAHAM, 2009; CAMPOS et al., 2014; ROSANO-PENÑA et al., 2018). De acordo com Campos et al. (2014), havia um equívoco em desconsiderar a interdependência entre a produção agropecuária e o meio ambiente.

Para definir, porém, o conceito de ecoeficiência, que é consideravelmente útil para análises da produção primária da agropecuária, é necessário, antes, delimitar sustentabilidade como sua fundação teórica. Um trabalho fundamental de direcionamento da teoria e objetivos de política econômica, até então vigentes, para o questionamento e discussão do potencial de degradação da atividade industrial e agrícola é o artigo de Kenneth E. Boulding “*The economics of the coming Spaceship Earth*” (JARRETT, 1966). Em seu texto, Boulding avalia criticamente os objetivos tradicionais de análise econômica, expressando dúvidas e restrições a respeito do esgotamento dos recursos naturais causado pela degradação gerada pela atividade econômica (JARRETT, 1966; KULA, 1998).

A problemática, então, estaria nas medidas de consumo e produção da economia convencional, em que pouca consideração é oferecida ao nível de deterioração da qualidade ambiental ocasionada, que se mantida em crescimento de acordo com o patamar à época, tornaria ambas insustentáveis a longo prazo. Com efeito, o mérito de Boulding foi desenvolver a ideia da "espaçonave Terra", em que uma econosfera é tomada como princípio de representação da agência antrópica por meio da economia. O capital natural é assim considerado finito e representado igualmente como parte do fluxo da atividade econômica que considera consumidores, firmas e eliminação de resíduos. Portanto, na econosfera de Boulding, o fator principal é a manutenção do capital natural, que sustenta todas as formas de produção e consumo existentes (KULA, 1998).

Críticas a exemplo desse autor tornaram basilar a elaboração de orientações para desenvolvimento sustentável e, principalmente, sua conceituação dentro do campo da economia ambiental e da economia ecológica. Uma das definições mais abrangentes e amplamente utilizada é aquela formada pela Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento da Organização das Nações Unidas (ONU), cujos resultados foram publicados no documento “Nosso Futuro Comum” ou Relatório de Brundtland de 1987. Trata-se de uma formalização tomada como ponto de referência no debate de sustentabilidade, que tem como princípio gerador as diferenças percebidas entre o começo e final do século XX em termos de crescimento populacional e impacto global gerado pela atividade humana no planeta (BRUNDTLAND, 1987; KULA, 1998).

O conceito de sustentabilidade, então, como preconizado a partir do Relatório de Brundtland, é definido segundo a importância de incorporar as gerações futuras nesse marco conceitual: “desenvolvimento sustentável é aquele que atende às necessidades do presente sem comprometer a capacidade de gerações futuras de atender às suas próprias” (BRUNDTLAND, 1987). Sendo assim, a posição das gerações futuras é a pedra angular dessa clássica definição e de outras posteriores, sendo que sua questão básica refere-se a obrigação moral em que cada geração deveria estar submetida para a manutenção de níveis adequados de estoque de capital natural (KULA, 1998). Ademais, dentre os pré-requisitos para desenvolvimento sustentável apresentados pelo relatório, é possível destacar alguns específicos:

1. Um sistema econômico capaz de gerar excedentes e conhecimento técnico em uma base autossuficiente e sustentada.
2. Um sistema social que fornece soluções para as tensões decorrentes do desenvolvimento desigual.
3. Um sistema de produção que respeite a obrigação de preservar a base ecológica para o desenvolvimento.

Denota-se disso que a sustentabilidade tenciona abranger a dimensão econômica, social e ambiental do desenvolvimento. Contudo, poderia-se pensar que, por conta do uso generalizado desse conceito na literatura de ecoeficiência, o debate se encerraria com esse relatório da ONU, o que seria um equívoco. Ainda que a base seja a preocupação ética com as gerações futuras na formulação de políticas públicas, as implicações decorrentes dessa concepção inicial podem assumir diferentes feições e, de fato, múltiplas alternativas poderiam representar essa aderência ética (PERMAN et al., 2003). Assim, Perman et al. (2003) identificam pelo menos seis conceitos de sustentabilidade utilizados na literatura de economia ambiental e ecológica. Estes podem ser observados de forma resumida a partir da Tabela 1.

Ao passo que os três primeiros são variações similares de natureza econômica, os conceitos 4 e 5 são originados da Ecologia e o número 6 aborda sustentabilidade pelo problema da governança. De forma breve, desenvolvimento sustentável como manutenção de produtividade dos serviços ambientais se refere a uma taxa de produção econômica que, em base sustentável e em ausência de choques externos, pode ser mantida indefinidamente sem esgotar os serviços ambientais providos pelos recursos naturais. Já a quinta definição pode ser compreendida a partir da necessidade dos ecossistemas manterem sua integridade funcional em face de distúrbios exógenos, que seria sua capacidade de resiliência (PERMAN et al., 2003). Assim, um desenvolvimento sustentável deveria preservar a resiliência dos ecossistemas em que está inserido.

Tabela 1 – Conceitos de sustentabilidade

Seis conceitos de sustentabilidade

1. Sustentabilidade é o estado em que a utilidade (ou consumo) é não declinante ao longo do tempo.
 2. Sustentabilidade é o estado em que os recursos são geridos mantendo-se as oportunidades futuras de produção.
 3. Sustentabilidade é o estado em que o estoque de capital natural é não declinante ao longo do tempo.
 4. Sustentabilidade é o estado em que é garantida a manutenção de produtividade dos serviços ambientais.
 5. Sustentabilidade é o estado que satisfaz as condições mínimas de resiliência dos ecossistemas ao longo do tempo.
 6. Sustentabilidade é um estado estruturado como capacidade de consenso e desenvolvimento institucional.
-

Fonte: adaptado de Perman et al. (2003). Elaboração própria.

Com isso, tendo em vista a os objetivos postulados de análise econômica do agronegócio, a discussão restante do conceito de sustentabilidade se aterá nos três primeiros conceitos, especialmente na distinção do terceiro como uma variação econômica que reflete distinções conceituais a respeito da substituíbilidade do capital natural. Segundo este aspecto, a análise pode ser melhor condensada na discussão teórica entre sustentabilidade fraca e sustentabilidade forte (PERMAN et al., 2003; NEUMAYER, 2003). Ambas correntes conceituais partilham de similaridades basilares na caracterização do problema da sustentabilidade, especialmente no que tange a obrigação moral das gerações presentes de não privarem as posteriores do mesmo usufruto que possuem. O paradigma primeiro da conceituação é o de que existência e condições das gerações futuras dependem diretamente das ações tomadas na atualidade.

Sustentabilidade fraca e forte, portanto, não são possibilidades antagônicas, pois as duas se originam de um pressuposto econômico e intertemporal comum, em que a segunda abrange a primeira, mas adicionando requerimentos adicionais. Por isso, uma proposição que permeia as duas assunções, e que é similar à primeira do quadro de Perman et al. (2003), é a de desenvolvimento sustentável como aquele que não diminui a capacidade de provisão de utilidade per capita não declinante ao longo do tempo (NEUMAYER, 2003). Esse nível de utilidade é provisionado pelo capital disponível em um determinado espaço temporal, que pode ser dividido em capital não natural (físico, humano e intelectual) e capital natural.

De outra forma, sustentabilidade é definida como desenvolvimento que mantém a capacidade, isto é, o capital necessário para promover utilidade futura não decrescente. De acordo com Neumayer (2003), essa definição não oferece uma regra sistematizada de tomada de decisão social, tampouco indica uma forma ótima de alcançar esse estado definido. É nesse sentido que é

debatido o conceito entre sustentabilidade fraca e sustentabilidade forte: como garantir que o desenvolvimento seja efetivamente sustentável e qual é seu significado preciso em termos econômicos? Isto posto, a distinção não se materializa em termos fundamentais, mas nas condições necessárias para atingir um estado de utilidade não declinante.

Apesar de serem multifacetados, esses paradigmas remontam a um longo debate, mas que podem ser sintetizados em uma diferença principal no que tange ao aspecto da possibilidade de substituição do capital natural. A sustentabilidade fraca, entendida como paradigma da substituíbilidade, é fundada na percepção de que se o capital não natural e humano for relevante o suficiente para compensar a depreciação do capital natural, então o desenvolvimento sustentável é garantido sem maiores medidas de contenção da degradação. Assim, essa compreensão neoclássica do problema da sustentabilidade entende ser necessário a manutenção do investimento líquido total acima de zero em uma economia e em um recorte temporal qualquer (NEUMAYER, 2003).

Kula (1998) complementa nessa questão ao ressaltar que, para esse paradigma, o capital natural não possui uma ênfase específica, pois é considerado substituível entre os outros tipos de capital existentes, de forma que se um se esgota, apenas um incremento em ao menos dos outros tipos de capital é suficiente para que as gerações futuras recebam estoque constante. Com efeito, há um pressuposto de abundância dos recursos naturais e de que o progresso técnico pode superar quaisquer restrições (NEUMAYER, 2003).

Com respeito a esse aspecto, a definição de sustentabilidade forte, ainda que mais complexa, tem como princípio norteador a impossibilidade de substituição do capital natural em sua grande maioria, se configurando, portanto, como o paradigma da não substituíbilidade. Ao contrário da sustentabilidade fraca, uma forte ênfase é alocada na manutenção do capital natural, principalmente por ser essencial para promoção do bem estar geral da humanidade e por danos em seu estoque serem muitas vezes irreversíveis. Este, em que uma proporção considerável pode ser considerado como crítico, deve ser mantido em níveis não decrescentes ao infinito, pois a possibilidade de substituição aqui dá-se apenas entre as outras formas de capital (KULA, 1998).

A definição de sustentabilidade forte demanda a preservação desse estoque físico de capital natural, principalmente das variações que não são substituíveis, como recursos não renováveis. Não apenas isso, requer também a manutenção de suas funções intactas, implicando que se uma dessas formas de capital natural crítico for utilizada, então sua capacidade regenerativa não pode ser excedida. Por conseguinte, as justificativas de um padrão mais rígido para o atingimento de um desenvolvimento sustentável, nos moldes da definição econômica proposta, são: (i) os recursos naturais, quando esgotados, são frequentemente irreversíveis, (ii) essas perdas são muito incertas em termos de suas consequências e (iii) o crescimento do nível de consumo não pode compensar gerações futuras por degradação ambiental crescente (KULA, 1998; NEUMAYER, 2003).

Uma outra forma de classificar as diferenças entre as duas propostas é conforme descrito por Perman et al. (2003) em uma função de produção. Considerando $Q = Q(L, K_n, K_h)$, em que L representa mão de obra, K_n o capital natural e K_h o capital não natural (capital de origem humana), a distinção entre sustentabilidade fraca e forte reside na possibilidade de substituição entre K_n e K_h . Para os proponentes desta, K_n deve ser não decrescente, ao passo que para os proponentes daquela, a soma de K_n e K_h que deve ser não decrescente.

Uma função de produção típica da sustentabilidade fraca, que representaria a maior parte dos casos, é $Q = K_h^\alpha K_n^\beta$, do tipo Cobb-Douglas, em que uma quantidade considerável de capital não natural poderia compensar níveis baixos de capital natural geral. Se esse recurso for alocado em zero, então a produção também zeraria. Outro caso seria a possibilidade de $Q = \alpha K_h + \beta K_n$, que para qualquer nível de recursos naturais seria possível manter o nível de produção não declinante, sendo ambos os recursos, portanto, perfeitamente substituíveis. O caso da sustentabilidade forte, por outro lado, compreende que em sua maioria as funções de produção que envolvem utilização de serviços ambientais são do tipo $Q = \min(\alpha K_h, \beta K_n)$, em que a produção é igual a qualquer nível mínimo de αK_h e βK_n . Assim, o recurso natural seria essencial para a produção e não existiriam possibilidades de substituição existentes, pois os insumos seriam perfeitamente complementares (PERMAN et al., 2003).

Compreende-se dessa discussão, então, que mesmo a definição econômica de sustentabilidade não encerra as possibilidades de interpretação e aplicação do conceito. Trata-se de uma questão complexa que não permite respostas definitivas, haja vista que existem múltiplas circunstâncias a se considerar. Se, conforme Perman et al. (2003) explicita, a questão principal é em que medida o capital não natural pode substituir o capital natural, existem exemplos factíveis de substituição entre classes de capital natural, ou de outras formas compensando perdas geradas por impacto ambiental. Entretanto, é fato também que nem sempre essa possibilidade é factível, conforme já observado.

2.1.3 Ecoeficiência

É, pois, a partir da incorporação do conceito de sustentabilidade, desenvolvido segundo o Relatório de Brundtland e analisado entre suas perspectivas particulares, que a conceituação de ecoeficiência é fundamentada. Nesse sentido, correlacionado com a discussão anterior sobre eficiência e produtividade, surge a necessidade de um novo conceito para complementar as abordagens vigentes, que integre em seu arcabouço teórico o vetor de impactos ambientais gerados pela atividade econômica em função dos crescimentos de produtividade (ZHANG et al., 2008).

Entretanto, para viabilizar uma abordagem que compreenda as pressões ambientais em conceitos econômicos, torna-se primordial a introdução do conceito de eficiência ambiental como fundamento da ecoeficiência. Nessa perspectiva, segundo o *World Business Council for*

Sustainable Development, a eficiência ambiental é atingida por meio da “entrega de bens e serviços que satisfaçam as necessidades humanas e que tragam qualidade de vida a preços competitivos, reduzindo progressivamente o impacto ecológico e a intensidade de recursos ao longo do ciclo de vida para um nível pelo menos de acordo com a capacidade de suporte estimada da Terra” (WBSCD, 2006). Contudo, apresentada desta forma, como foi popularizada, essa descrição é demasiadamente abrangente e de difícil aplicação em um contexto de unidades produtivas, ensejando melhor adequação em relação ao arcabouço teórico econômico em questão.

Sendo assim, apesar de o conceito de sustentabilidade ser macroeconômico em sua natureza, é viável considerá-lo a partir de uma abordagem microeconômica de escala, em termos da contribuição de cada unidade produzida para a sustentabilidade de um sistema. Por isso, a ecoeficiência surge como um fundamento teórico para mensurar sustentabilidade da perspectiva da firma, isto é, seu impacto ou contribuição para a manutenção do capital natural em paralelo a seu desempenho econômico. Nesse sentido, de acordo com Esteve (2012), ecoeficiência é um conceito que abrange eficiência ecológica e econômica, sendo compreendida como a relação entre o valor econômico gerado e a pressão ambiental formada correspondente.

Algebricamente, Kuosmanen (2005) e Grovermann et al. (2019) propõem que ecoeficiência é a razão entre o valor econômico adicionado e um índice agregado das pressões ambientais acometidas ao meio ambiente, conforme a equação abaixo. Nela, Y é o produto econômico de cada unidade i e F é a função que agrega os impactos ambientais gerados pela atividade produtiva. Nisto, têm-se a relação entre a produção de valor econômico por uma unidade produtiva e a degradação ambiental consequente (KUOSMANEN, 2005; ESTEVE, 2012; GROVERMANN et al., 2019).

$$\text{Ecoeficiência} = \frac{\text{Valor econômico adicionado}}{\text{Pressão ambiental}} = \frac{Y_i}{F(p)} \quad (2.3)$$

Entretanto, ressalta-se que essa definição matemática, muito referenciada na literatura, se tratada de forma isolada representa um índice absoluto, mais próximo do conceito de produtividade, e que necessita ser considerado a partir de um CPP que abrange múltiplas possibilidades de produção e diferentes unidades produtivas. Ainda, é também relevante destacar que, apesar de grande parte dos estudos abordar a ecoeficiência avaliando o impacto das externalidades negativas ambientais na eficiência técnica, é possível considerar nessa equação as externalidades positivas geradas por cada DMU. Assim, a ecoeficiência poderia analisar a pressão ambiental líquida em relação a produção econômica, já que no agronegócio, por exemplo, os produtores prestam serviços ambientais que podem ser caracterizados como externalidades positivas.

Nesse sentido, a ecoeficiência permite mensurar sustentabilidade em uma dimensão relativa, quantificando o potencial de redução de impactos ambientais e incrementos de produção ou lucro por meio de inovação e disseminação das melhores práticas identificadas em uma análise (ESTEVE, 2012). Ademais, melhoras em ecoeficiência podem, com isso, ser representadas

em sentido estrito ou abrangente, a saber, caracterizadas por incrementos em ambos aspectos ecológico e econômico, ou em um aspecto em detrimento de outro, de forma excludente. Consequentemente, indicadores de ecoeficiência mensuram performance econômica e ambiental conjuntamente, depreendendo-se disto que essa concepção tem por objetivo integrar o eixo de sustentabilidade aos estudos de produtividade da produção agrícola e pecuária.

Isto posto, a aceção de ecoeficiência é a justaposição da eficiência econômica e eficiência ambiental, e, de uma perspectiva microeconômica, é a postulação da capacidade de uma unidade produtiva conduzir estratégias produtivas de conciliação entre resultado econômico e degradação ambiental. Ainda, se possível, aumentar sua produção em um nível ótimo ao passo que minimiza os impactos ambientais conjuntamente com a utilização de outros insumos. De outra forma, sabendo que a degradação dos recursos naturais reduz o potencial de produção do sistema, é necessário que o mesmo seja economicamente rentável e ambientalmente sustentável (GRAHAM, 2009; CAMPOS et al., 2014).

Seguindo, portanto, a definição clássica de ecoeficiência, é premente redefinir a formalização inicial e padrão do CPP para contemplar a produção de *outputs* indesejáveis e desejáveis de forma inseparável. A partir das propriedades clássicas, então, Picazo-Tadeo, Esteve e Gómez-Limón (2012) formularam outras três adicionais a serem cumpridas para representação do CPP:

1. *Null jointness*: a atividade produtiva inevitavelmente gera pressões ambientais nos ecossistemas. Portanto, a única forma de não poluir o meio ambiente é não produzindo.
2. Descarte fraco dos produtos indesejáveis: qualquer combinação convexa entre dois ou mais pares de produto desejável e indesejável é possível, desde que seja factível. Entretanto, a eliminação isolada dos impactos ambientais é impossível. Logo, existindo ecoeficiência, a eliminação de poluentes envolve um *trade-off* medido em termos de custo de oportunidade, cujo valor, o preço sombra, representa o custo da degradação ambiental (FÄRE; GROSSKOPF, 1998).
3. Descarte forte dos produtos desejados: é sempre possível gerar uma quantidade maior de pressão ambiental com a mesma quantidade de produtos e insumos. Assim, havendo ecoineficiência, a redução de um *output* indesejável não pressupõe a redução de um produto desejável.

Formalmente, $CPP = \{(x, y, b) : x \text{ pode produzir } (y, b) \wedge x, y, b \geq 0\}$. Esse conjunto incorpora o vetor de *inputs* empregados ($x_i \in \mathbb{R}_+^n$) e o vetor de *outputs* produzidos ($u_i \in \mathbb{R}_+^m$) nas i unidades tomadoras de decisão (DMUs). Ademais, sabendo que $u_i = (y_i, b_i)$, $y_i \in \mathbb{R}_+^p$ é o subvetor de produtos desejados, ao passo que $b_i \in \mathbb{R}_+^q$ é o subvetor dos produtos indesejados e $m = p + q$.

Deste modo, a ecoeficiência incorpora os custos ambientais à análise de eficiência, pois considera igualmente os pilares econômicos e ambientais do desenvolvimento. No entanto,

tendo em vista a harmonização proposta em Elkington (1998), que consiste em um tripé da sustentabilidade que visa harmonizar fatores econômicos, ambientais e de justiça social, é importante ressaltar que o conceito de ecoeficiência surge como uma abordagem que não inclui em sua matriz epistemológica a dimensão social da tríade mencionada. Consequentemente, os métodos de pesquisa que costumeiramente são elaborados para avaliar eficiência ambiental encapsulam essa limitação teórica em sua formulação metodológica (ESTEVE, 2012).

Adicionalmente, a ecoeficiência possui limitações no que se refere a natureza relativa de sua aceção, pois produz informações sobre eficiência que estão condicionadas a um grupo de referência determinado. Isso significa que indicadores desse tipo estimam o desempenho econômico e ecológico de uma unidade em comparação a outras práticas observadas e, com isso, ainda que estejam relacionados, melhoramentos em ecoeficiência não garantem necessariamente que uma atividade produtiva ou sistema seja sustentável, haja vista que o nível relativo de degradação ambiental, mesmo que sendo baixo, pode estar além da capacidade de absorção absoluta do ecossistema (ESTEVE, 2012; GROVERMANN et al., 2019). De forma similar, Esteve (2012) discute também que melhoramentos de ecoeficiência em nível micro podem ser superados em um nível macro por outras variáveis, como, por exemplo, mudanças de padrões de consumo geradas por crescimento econômico.

Finalmente, um conceito atrelado à ecoeficiência é o de externalidades, expressos na literatura econômica como a definição dos impactos ambientais produzidos por agentes econômicos. Externalidades são um tipo de falha de mercado que surgem quando decisões privadas tem como consequência (negativa ou positiva) um efeito sobre bens públicos ou privados (SANDMO, 2014). No contexto dessa dissertação, o caso óbvio é do meio ambiente e seus serviços ecossistêmicos como bens públicos, em que o efeito de “transbordamento” (*spillover*) gerado pela produção agropecuária são em grande parte materializados em custos sociais de depleção do capital natural.

Portanto, Campos (2009) afirma que existe externalidade quando empresas ou indivíduos realizam ações que consideram apenas os benefícios e custos privados em detrimento dos custos e benefícios sociais. Quando o benefício social é excede o benefício privado, a externalidade é definida como positiva, pois agentes terceiros são contemplados com esse efeito de “transbordamento”. Ao contrário, a externalidade é negativa quando os custos sociais não são completamente internalizados pelo agente causador, ocasionando em custos a serem absorvidos pela sociedade (CAMPOS, 2009).

Os impactos ambientais indesejados oriundos do agronegócio, constituintes do objeto de estudo dessa pesquisa, são exemplos de externalidades negativas, e, especificamente a degradação ambiental na amazônia, representa produtos indesejáveis gerados pelos produtores que afetam às comunidades vizinhas de forma não voluntária. O estudo da ecoeficiência, por conseguinte, incorpora a depleção do capital natural por meio do conceito de externalidades como falhas de mercado, com o intuito de analisar a sustentabilidade de uma atividade econômica, a saber, a produção agropecuária.

Sendo assim, tendo em vista esse panorama, é possível afirmar que existe um movimento na literatura de crescimento de trabalhos científicos em ecoeficiência da produção agropecuária. Logo, é premente analisar quais são as principais abordagens do tema, considerando as similaridades e tensões entre estudos de eficiência econômica e ecoeficiência, os métodos mais explorados e as possíveis lacunas e contribuições a serem preenchidas por esta e futuras pesquisas.

2.2 Revisão da literatura

Considerando o arcabouço teórico apresentado e a relevância da dimensão produtiva e ambiental da produção agropecuária no mundo, uma revisão sistemática da literatura foi realizada com o intuito de revelar e discutir as principais abordagens, métodos e variáveis escolhidas para estudos em (eco)eficiência do agronegócio. Nesse sentido, a presente seção tenciona analisar a apresentação do conceito de ecoeficiência na literatura recente, contrastando com as definições examinadas na fundamentação teórica, bem como a operacionalização dessa concepção em indicadores objetivos através de técnicas matemáticas e econométricas.

Preliminarmente, é importante destacar o porquê da utilização da terminologia “(eco)eficiência” ao longo dessa revisão: tendo em vista que estudos em eficiência econômica e ecoeficiência (eficiência econômica-ecológica) compartilham pressupostos teóricos e metodológicos comuns, optou-se aqui por analisar também artigos empíricos cuja investigação se centra unicamente na produtividade agrícola. Com isso, foi possível observar o crescimento da proporção relativa de pesquisas que incorporaram a sustentabilidade ambiental na análise econômica do agronegócio.

Ademais, é importante diferenciar dois tratamentos possíveis: (i) uma revisão de tópicos acumulados em um eixo temático ao longo dos anos, a fim de elaborar uma síntese da área de estudo e (ii) uma revisão de temas potenciais, com o intuito de expor possíveis avanços teóricos e metodológicos (SILVA et al., 2019). Sabendo que o objetivo dessa seção é identificar e analisar o estado da arte da literatura no tema, seu propósito se adequa melhor a primeira opção. Isto posto, o protocolo escolhido para esse intento é o de Pagani, Kovaleski e Resende (2015), haja visto que este permite que a ponderação dos resultados entre três variáveis: fator de impacto, número de citações e ano de publicação. A racionalização entre estas tem como produto o índice *InOrdinatio*, que ranqueia os artigos individualmente segundo sua relevância científica.

Adicionalmente, de acordo com Paula et al. (2019), o formalismo e rigorismo adicionais do *Methodi Ordinatio* tornam sua aplicação vantajosa no contexto acadêmico, pois, por meio de seus critérios, evita-se subjetivismo na seleção dos artigos a serem analisados em maior detalhamento. Sendo assim, os passos considerados no protocolo, adaptados para o presente contexto, serão apresentados a seguir.

Passo 1: Estabelecendo intenção de pesquisa e palavras-chave

As intenções específicas de pesquisa foram: (i) selecionar artigos cujos objetivos eram

mensurar a (eco)eficiência aplicada ao agronegócio; (ii) determinar os principais *journals* publicadores e os centros de pesquisa mais relevantes; e (iii) identificar as principais abordagens de eficiência econômica e ecoeficiência nesse contexto científico, bem como os métodos e variáveis sumárias utilizados. Considerando as bases de dados do *Science Direct (Elsevier)* e *Web of Science (Clarivate Analytics)*, as palavras-chave consideradas foram divididas em dois grupos, de acordo com o banco de dados selecionado:

1. Grupo 1: para o *Science Direct*, que não delimita área temática, foram manuseadas as palavras “*efficiency*”, “*agriculture*” e “*farm*” com operadores booleanos *AND* e *OR*.
2. Grupo 2: para o *Web of Science*, que tem opção de delimitar área temática, foram consideradas as mesmas palavras com os mesmos operadores, com adição dos eixos temáticos “*Social Sciences*” e “*Agriculture*”. Ressalta-se que em ambos os grupos foram escolhidos apenas artigos com dados empíricos.

A palavra-chave “*eco-efficiency*” não foi considerada em ambos os grupos porque os mecanismos de pesquisa já consideram o termo nos resultados tomando apenas a palavra “*efficiency*”. De fato, além de ser redundante com o objetivo da revisão, que é de cunho mais generalista, a escolha dessa palavra chave é mais compreensiva porque adequa-se ao objetivo da revisão sistemática de selecionar também artigos que não considerem a dimensão ambiental na análise da produtividade da produção agropecuária.

Além disso, o recorte temporal de pesquisa foi definido entre os anos de 2014 e 2019. A opção por restringir em cinco anos deve-se ao fato de que há um grande volume de artigos publicados na área nos últimos dez anos, de forma que, para identificar os *gaps* de pesquisa e as abordagens emergentes, considerou-se suficiente a restrição aqui definida.

Passo 2, 3 e 4: Pesquisa exploratória e seleção de artigos

A pesquisa inicial definida, então, retornou 597 artigos pela *Science Direct* e 312 pela *Web of Science*, totalizando um retorno de 909 artigos científicos.

Passo 5: Filtragem

Posteriormente, esses resultados iniciais foram filtrados a partir da análise dos títulos e resumos. Posto isto, a intenção foi restringir àqueles que de fato apresentaram objeto de estudo coerentes com a análise de eficiência no agronegócio. Com esse procedimento, obteve-se um universo de 129 estudos aderentes, sendo excluídos outros 780. Excluindo-se os duplicados, foi obtida uma amostra de 119 artigos a serem analisados pelo fator de impacto.

Passos 6, 7, 8 e 9: Definindo fator de impacto e ranqueando os artigos

Os 119 artigos remanescentes foram armazenados conjuntamente com seus respectivos anos de publicação, fatores de impacto e número de citações. O fator de impacto de cada *journal* foi acessado pelo sítio eletrônico do *Scimago Journal & Country Rank (SJR)* e as citações foram

retiradas do *Google Scholar*. A escolha do SJR se justificou pelo fato de que a principal base de dados desse trabalho foi o Science Direct, cuja editora Elsevier é a desenvolvedora do sistema de ranqueamento escolhido.

O fator de impacto representa a relevância do *Journal* na comunidade acadêmica internacional, ao passo que o número de citações é o nível de reconhecimento do artigo. Já o ano de publicação é incluído para mensurar a importância de trabalhos novos que ofereçam mudanças de paradigmas nos problemas de pesquisa da área. Assim, tornou-se factível o ranqueamento individual da amostra a partir da fórmula *InOrdinatio*, que pode ser expressa da seguinte forma:

$$InOrdinatio = (Fi/1000) + \alpha \times [10 - (\text{AnoPesq} - \text{AnoPub})] + \sum Ci \quad (2.4)$$

Em que *Fi* é o fator de impacto; α é o peso atribuído pelo pesquisador ao ano de publicação, que pode variar de 1 a 10; AnoPesq e AnoPub são o ano da pesquisa e o ano da publicação e; *Ci* é o número de citações do *paper*. No âmbito dessa revisão sistemática, foi atribuído $\alpha = 10$, pois nessa atribuição não foram percebidas exclusões de artigos seminais.

Finalmente, a partir dos resultados, corroborando com Silva et al. (2019), optou-se por segmentar a amostra entre os dados em que *InOrdinatio* ≥ 80 , de forma a selecionar apenas os estudos que obtiveram os maiores escores de relevância segundo *InOrdinatio*. Por conseguinte, a amostra final a ser analisada em completude, isto é, os artigos completos, foi de tamanho 76 após a exclusão dos outros 43 nessa etapa. A seguir, segue-se a descrição e discussão dos resultados.

2.2.1 Análise bibliométrica

Dentre os *journals* que mais publicaram, destaca-se o Journal of Cleaner Production, que sozinho foi responsável pela publicação de 13 papers, equivalente a 17% da amostra.

De modo similar, foi notável a participação dos journals *Agriculture Economics* (6), *Land Use Policy* (6), *Agricultural Systems* (4), *Ecological Indicators* (5), *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences* (4) e *European Journal of Operational Research* (3). Todos estes, juntos, correspondem a 53% das publicações.

Uma análise dos países que publicaram sobre (eco)eficiência e da produção agropecuária no período delimitado também foi realizada. A partir da Figura 4, que é uma análise de rede dos países que concentram as publicações da amostra, é possível observar que grande parte dos estudos são conduzidos por universidades da Europa. Além de ser o continente com mais países publicando no tema, é também o que mais estabelece parcerias com outros pesquisadores, o que é denotado pela quantidade de *links* que cada esfera possui.

Figura 4 – Visualização em rede

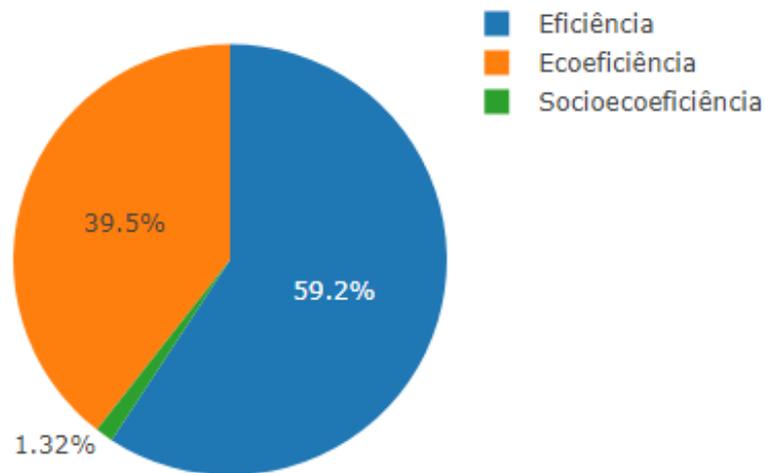
Fonte: elaboração própria.

Ressalta-se especialmente a importância da Alemanha e Holanda, pois suas universidades foram as que mais produziram conjuntamente com instituições de outros países, e com maior frequência também. Essa cooperação estendeu-se, inclusive, à China, Tailândia, Nova Zelândia, Austrália e Estados Unidos. Com isso, pode-se afirmar a centralidade europeia na fomentação de trabalhos científicos em eficiência econômica e ambiental do agronegócio.

2.2.2 Principais abordagens

Dentre os 76 artigos revisados detalhadamente, percebe-se uma predominância da opção de abordar a eficiência da agropecuária em seu aspecto econômico. Entretanto, ainda que seja uma construção teórica e metodológica mais recente na literatura, há um número representativo de artigos que incrementaram a dimensão ambiental na análise de eficiência. Como pode ser observado na Figura 5, em 59,2% dos casos (45) a escolha se configurou pela avaliação da eficiência segundo sua dimensão técnica exclusivamente, ao passo que a opção pela ecoeficiência se deu em 39,5% dos trabalhos (30).

Uma das razões fundamentais encontradas para a contínua difusão de *papers* que analisam a eficiência da agropecuária é a relevância econômica e social da agricultura nos contextos nacionais e global. Segundo Toma et al. (2017), esta, além de ser a forma dominante de organização do uso da terra mundialmente, é um setor que constantemente passa por mudanças estruturais que afetam o crescimento de sua produtividade.

Figura 5 – Distribuição dos artigos por abordagem

Fonte: elaboração própria.

Complementarmente, para Huy e Nguyen (2019), o cultivo da terra é um dos mais importantes ativos produtivos dos estabelecimentos rurais. Desta forma, tendo em vista a inviabilidade de produtores adotarem novas tecnologias no curto-prazo, é constitutiva a mensuração da eficiência técnica no nível agropecuário para o estabelecimento de políticas públicas de redução de desperdícios e expansão da produção (HUY; NGUYEN, 2019; TOMA et al., 2017). Logo, a ainda significativa presença do setor na definição de fenômenos socioeconômicos constaram como elementos decisivos para a constituição dos problemas de pesquisa dos artigos da amostra.

Outro considerável justificativa para problemas de pesquisa centrados no tema em discussão é a intenção de avaliar em quanto o uso dos recursos é eficiente dado um nível de produção (KANSIIME; ASTEN; SNEYERS, 2017). Segundo Wang et al. (2018), a preferência pela observação do comportamento dos *inputs* explica-se pelo maior controle gerencial que os produtores têm destes em detrimento da produção. Por esse prisma, Ma et al. (2018) analisam a influência da formação de cooperativas na eficiência técnica de produtores de maçã na China, observando que o efeito positivo constatado promovia boas práticas de uso de recursos e evitava desperdícios.

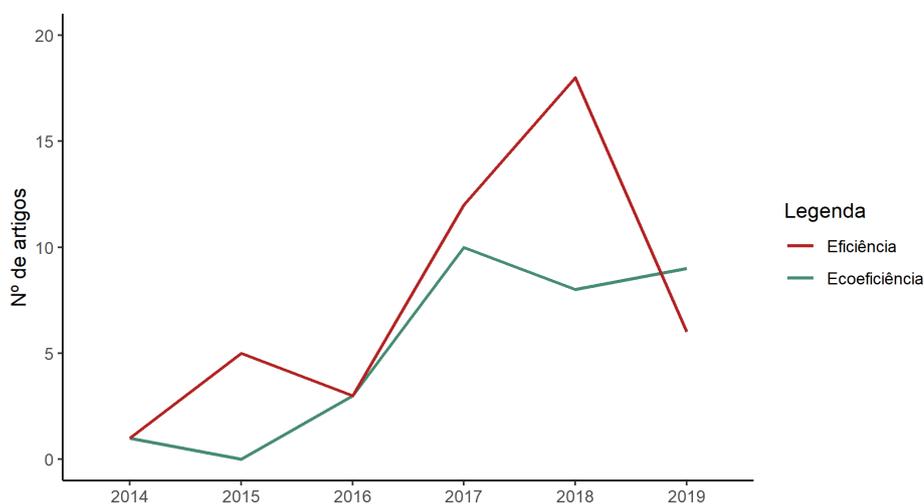
No que se refere à ecoeficiência, a principal fundamentação encontrada entre os artigos foi a possibilidade de se examinar a relação contraditória ou complementar entre agenda econômica e ambiental. Por isso, Masuda (2016) afirma que é necessário compreender os impactos ambientais oriundos da produção de alimentos para que se possa fomentar uma agricultura sustentável que atenda às demandas sociais presentes e futuras.

Em consonância, Ullah et al. (2016) embasam sua análise de ecoeficiência na preemência

de se investigar a factibilidade de conciliação de performance ambiental e econômica. Para o caso de sistemas agrícolas de algodão no Paquistão, os autores demonstram que é praticamente impossível combinar altos retornos financeiros com baixo nível de degradação ambiental.

Portanto, o que tenciona-se entender aqui é em que medida eficiência econômica é diametralmente oposta ou conciliável com eficiência ambiental. Caso seja um jogo de soma-zero, ambas se excluíam. Caso seja um jogo *win-win*, seria possível observar retornos econômicos simultaneamente à preservação do meio-ambiente. É interessante notar também que, dos 14 artigos que registraram *InOrdinatio* ≥ 100 , metade são de análises de ecoeficiência. Tal fato mostra que a dimensão ambiental tem ganhado relevância na literatura de eficiência, ainda mais considerando que a metodologia proposta confere maior peso aos dados de ano mais recente da amostra (PAGANI; KOVALESKI; RESENDE, 2015).

Figura 6 – Número de artigos por classificação e ano



Fonte: elaboração própria.

De fato, pela Figura 6 é notável que o número de artigos em ecoeficiência têm crescido a partir do ano de 2016 para a amostra, com pico em 2017 (10). Ainda, para o ano de 2019 os artigos selecionados de ecoeficiência superaram o grupo de eficiência econômica, não só reforçando a tendência de crescimento da análise de sustentabilidade do agronegócio, como indicando o aumento da importância relativa desse tipo de estudo na literatura. Portanto, seja avaliando o aspecto econômico, seja integrando o aspecto ambiental, infere-se também que as discussões acerca da sustentabilidade da produção agropecuária têm se fortalecido na comunidade acadêmica.

Ademais, só houve um trabalho que incluiu a dimensão social da sustentabilidade na análise de eficiência (MARTINHO, 2017). Conseqüentemente, existe uma lacuna que enseja estudos que avaliem a sustentabilidade do agronegócio segundo a ótica social também.

2.2.3 Os conceitos de eficiência e ecoeficiência

Para melhor compreender a discussão metodológica e empírica a ser analisada dos artigos selecionados, é importante delimitar os conceitos de eficiência e ecoeficiência conforme são abordados nessa literatura. Essa avaliação é capaz de qualificar os problemas de pesquisa e os objetos de estudo tal qual definidos nesses trabalhos, bem como viabiliza a comparação com a discussão conceitual estabelecida no escopo dessa dissertação.

Da perspectiva da eficiência da produção agropecuária, é preciso compreender que esses artigos tem como objetivo mensurar a relação econômica entre o que foi produzido e o que foi consumido de recursos no processo produtivo. Essa produtividade, analisada em termos relativos, é uma medida distância de cada unidade produtiva para as melhores práticas do contexto, em que esta é um indicador da ineficiência observada de uma DMU (TOMA et al., 2017). Sendo assim, a eficiência aqui é analisada em ao menos um de seus aspectos econômicos, a saber, eficiência técnica e eficiência alocativa.

A maior parte dos artigos revisados se restringiram a mensuração da eficiência técnica da agricultura e da pecuária, e, de fato, é predominante nessa área que a elaboração das pesquisas empíricas se caracterize a partir do processo físico de produção. Nesse sentido, Toma et al. (2017) e Gong, Battese e Villano (2019) conceituam eficiência como a habilidade de uma DMU, dada a existência de um padrão tecnológico, maximizar sua produção a partir de uma combinação de insumos. De forma alternativa, esta pode ser estabelecida também como o menor uso possível de recursos para obter um determinado nível de produção.

Similarmente, para Huy e Nguyen (2019) e Benedetti, Branca e Zucaro (2019), eficiência técnica se refere a minimização de desperdícios, seja pela máxima produção possível de produtos agropecuários, considerando uso de insumos fixo, seja pelo menor consumo possível de insumos, tendo como fixo o nível de produção. Por essas definições, que tendem a ser homogêneas entre os autores, é possível perceber que esse conceito pode ser entendido a partir de duas óticas, isto é, tanto pela contração dos insumos produtivos, como pela expansão da produção agropecuária para aumentar a eficiência produtiva.

Assim, Zulfıqar, Datta e Thapa (2017) afirmam que a eficiência técnica de um processo produtivo pode ser analisada ora orientada aos insumos, ora orientada aos produtos. Quando da primeira possibilidade, tem-se a postulação do conceito a partir principalmente da minimização dos recursos empregados pelos produtores, ao passo que a segunda possibilidade prioriza a maximização dos produtos gerados pela agricultura e pela pecuária. Ademais, os mesmos autores enfatizam que eficiência técnica pode ser dividida em eficiência técnica pura e eficiência de escala, em que aquela seria a dimensão física discutida até aqui, e esta se referiria à eficiência relativa ao tamanho ótimo de um estabelecimento produtivo (ZULFIQAR; DATTA; THAPA, 2017).

Por último nessa discussão inicial, o outro aspecto possível de ser analisado do conceito

de eficiência é a dimensão alocativa desse termo. Isto posto, eficiência alocativa é a utilização dos recursos em proporções ótimas tendo em vista seus preços de mercado e a tecnologia existente (ZULFIQAR; DATTA; THAPA, 2017). De outra forma, para uma firma ser eficiente alocativamente, torna-se necessário que ela minimize não apenas a proporções físicas dos insumos, mas também o custo atrelado a essa produção. Contudo, é relevante notar que poucos foram os artigos que analisaram a eficiência alocativa da agricultura ou pecuária, haja vista que esta enseja a utilização dos preços de mercado dos insumos utilizados na produção, sendo que é comum que estas informações não estejam disponíveis ou acessíveis para o caso da agricultura.

Da perspectiva da ecoeficiência, a literatura não fornece uma definição homogênea como para eficiência econômica. De acordo com Gancone et al. (2017), o conceito de ecoeficiência pode ser apresentado em cinco grupos de acordo com a literatura: o primeiro grupo se refere a expressão “mais com menos”, da produção física gerando menor quantidade de pressão ambiental; o segundo e o terceiro consideram ecoeficiência como a razão entre produção e impactos ambientais; e o quarto e quinto descrevem ecoeficiência como uma estratégia de controle para melhor eficiência ambiental em um contexto de empresas. Notadamente, a discussão se centrará nos três primeiros grupos, já que o quarto e quinto grupo de definições não são relevantes para os propósitos dessa pesquisa e não possuem aderência com os artigos analisados nessa revisão.

O conceito de ecoeficiência apresentado nos trabalhos englobados nessa revisão tem pelo menos como implícita a definição de eficiência ambiental da WBSCD, em que ela se caracteriza pela entrega de bens e serviços que satisfaçam as necessidades humanas e tragam qualidade de vida, reduzindo progressivamente o impacto ecológico e a intensidade da utilização de recursos naturais de acordo com a capacidade de suporte da Terra (WBSCD, 2006). Nessa conceituação, apesar de não ser exposta nos artigos analisados, já é possível perceber a primeira nuance destacada do conceito de ecoeficiência que aparece na literatura em questão.

Sendo assim, essa primeira conceituação consta especialmente entre os artigos que estimaram ecoeficiência agrícola considerando os impactos ambientais de forma conjunta com insumos e produtos clássicos do processo produtivo. Com efeito, Ullah et al. (2016) define ecoeficiência como o processo de incremento do valor produzido com a mitigação simultânea dos impactos ambientais. Aqui, a depender do objetivo de análise, pode-se estabelecer também como a expansão factível dos produtos concomitantemente à redução dos insumos e das pressões ambientais, em um vetor triplo de projeções para as unidades ecoineficientes.

De forma correlata e direta, Angulo-Meza et al. (2019) abarcam também o objetivo de redução dos desperdícios de recursos e definem ecoeficiência como “produzir mais com menor produção de impactos ambientais e utilização de menos insumos”. Na prática, se eficiência técnica se refere à maximização do desempenho produtivo, ecoeficiência se refere à habilidade de um produtor de minimizar os os danos ambientais mantendo a viabilidade econômica (AREAL et al., 2018; MU et al., 2018).

Por conseguinte, esse primeiro grupo de definições, bem resumido na expressão de Gancone et al. (2017), pode adotar as seguintes variações a depender do objetivo do pesquisador, em que ecoeficiência seria: (i) aumentar a produção agropecuária mantendo o mesmo nível depleção ambiental e consumo dos recursos; (ii) manter o mesmo nível de produção ao passo que a depleção ambiental e consumo dos recursos diminui; (iii) aumentar a produção simultaneamente à redução da depleção ambiental e a manutenção do consumo dos recursos; ou (iv) conjuntamente aumentar a produção agropecuária e contrair a depleção ambiental e utilização dos recursos.

Todas essas nuances aparecem na literatura revisada e poderiam indicar uma multiplicidade de conceitos, porém apontam para uma mesma fundamentação teórica e utilização de referências clássicas da ecoeficiência, como a citada da WSBCD. Adicionalmente, essas variações são constantes porque comumente representam particularidades metodológicas no objetivo de estimar a eficiência econômica e ecológica da produção primária do agronegócio. Essas particularidades serão discutidas na análise de métodos e resultados dessa revisão sistemática.

Com respeito ao outro grupo de definições descritos, a conceituação se remete à definição clássica de ecoeficiência de Kuosmanen (2005), em que esta seria a razão entre o valor econômico adicionado e um índice agregado de pressões ambientais. Sendo assim, segundo Ho et al. (2018), a eficiência econômica e ambiental mensura a relação entre o produto econômico da produção agrícola e os impactos ambientais ou os recursos naturais empregados no processo produtivo. Uma vantagem dessa abordagem é a possibilidade de investigar de forma direta, empiricamente, o relacionamento entre distintos níveis de ecoeficiência e os vários fatores que podem explicar essa variação entre os produtores (HO et al., 2018).

Semelhantemente, Grzelak et al. (2019) definem ecoeficiência como “a eficiência que é mensurada como a razão de um produto desejável, em que esse produto é expresso pelo valor dos produtos e serviços produzidos, pelos os insumos, que são a soma da pressões ambientais geradas pela firma”. Nesse sentido, conforme é possível perceber, embora esteja correlacionada com o primeiro grupo discutido, aqui a ênfase conceitual é mais específica e reside na análise de múltiplos impactos ambientais gerados e que são indissociáveis à produção física do agronegócio. Sendo assim, o foco é na elaboração de um índice agregado de insumos que represente as pressões ambientais, a despeito de outros recursos utilizados. O correspondente desse conceito às variações do primeiro grupo seria a possibilidade (ii), em que uma firma seria ecoeficiente ao minimizar os impactos gerados ao meio ambiente sem perdas de desempenho econômico.

É dessa forma, portanto, que Masuda (2016) resume as duas principais formas de mensurar ecoeficiência, e conforme foi observado na análise dos artigos selecionados. Esse segundo conceito apresentado intenciona mensurar a relação entre performance econômica e um índice de impactos ecológicos e os primeiros conceitos agregados em “mais com menos” estimam essa relação também considerando os insumos utilizados. Isto posto, pode-se dizer que a conceituação de Kuosmanen (2005) é uma variante específica da definição de ecoeficiência como a manutenção ou expansão da produtividade minimizando os impactos ambientais.

2.2.4 Delimitação das variáveis

Duas formas de coleta e tratamento de dados foram identificadas a partir da revisão da literatura: uma microanalítica, que considera processos e produtos; e outra que emprega como nível de análise unidades produtivas (DMUs), como estabelecimentos ou regiões geográficas. A primeira, presente em análises de eficiência ambiental, considera fontes primárias para obtenção de dados, ao passo que na segunda, majoritária, predominam dados secundários.

A fim de representarem valor econômico e ambiental de uma perspectiva mais generalizante e holística do processo produtivo, os dados coletados são dispostos entre entradas (*inputs*) e saídas (*outputs*). Os *inputs* são insumos que constam como recursos operacionalizados para produção de um ou mais bens agrícolas ou pecuários. Os *outputs* são produtos que constituem o resultado da produção, podendo ser desejáveis ou indesejáveis.

Os insumos podem ser diretos ou indiretos com relação à produção. Estes são geralmente definidos como despesas com energia (ANGULO-MEZA et al., 2019). Aqueles são registrados como uso da terra, uso do capital, trabalho e intermediários. Os *inputs* atrelados à terra são definidos em sua maioria como área das propriedades destinada à atividade agrícola em análise. Recursos de capital, por outro lado, são aqueles ativos compostos por tratores, máquinas e implementos e podem ser definidos em termos monetários, como depreciação (ATICI; PODINOVSKI, 2015), ou em quantidade, como número de tratores (RAY; GHOSE, 2014).

Há ainda insumos de trabalho, que podem ser definidos como número de pessoas ocupadas na atividade, despesas com mão de obra, ou número de dias trabalhados (ATICI; PODINOVSKI, 2015; KUHN et al., 2018). Já os intermediários são fertilizantes ou pesticidas, como em Toma et al. (2017), descritos em valores monetários ou em peso. Por último, entre as entradas e saídas clássicas, os produtos são amplamente delimitados como valor da produção, receita ou quantidade produzida.

Em estudos que avaliam o desempenho da agricultura como um todo, a revisão indicou ser mais recomendável empregar indicadores financeiros, dada a diversidade dos bens agrícolas produzidos. No caso de uma cultura ou comparação de bens homogêneos, utiliza-se quantidade ou peso.

Especificamente no campo da ecoeficiência, é necessário que sejam definidos os *outputs* indesejáveis, que são externalidades negativas geradas como pressões ambientais pela produção econômica no agronegócio. Estas podem ser tratadas ora como insumos a serem minimizados nos modelos, ora como produtos indesejáveis que são indissociáveis da atividade agropecuária regular e devem ser igualmente minimizados. Esses resultados, incluindo a revisão das variáveis clássicas, foram resumidos na Tabela 2.

Tabela 2 – Variáveis de (eco)eficiência da produção agropecuária

Variável	Descrição
Inputs clássicos	
Uso da terra	Área dos estabelecimentos destinada à produção agrícola
Capital	Número de tratores; número de máquinas e implementos agrícolas; e depreciação do capital imobilizado
Mão de obra	Número de pessoas ocupadas na produção; número de dias trabalhados; e despesas com mão de obra
Indiretos	Despesas com energia
Intermediários	Uso de fertilizantes e pesticidas (peso) e despesas com fertilizantes e pesticidas
Outputs clássicos	
Produção agrícola e pecuária	Valor da produção; quantidade produzida e receita da produção
Outputs indesejáveis	
Externalidades ambientais	Emissões de dióxido de carbono (CO ₂) e de gases efeito estufa; balanço de nitrogênio; excedente de nitrogênio, fósforo ou fosfato, intensidade do uso de pesticidas e fertilizantes, medidas de degradação de terras e diversidade de cultivos

Fonte: elaboração própria.

Por conseguinte, a revisão sistemática retornou que a maioria dos artigos utilizam como variável ambiental as emissões de dióxido de carbono (CO₂) ou de gases de efeito estufa, balanço de nitrogênio e excedente de nitrogênio, fósforo ou fosfato (ANGULO-MEZA et al., 2019; HO et al., 2018; KUHN et al., 2018; MASUDA, 2016). Outras modelagens consideraram intensidade do uso de pesticidas e fertilizantes, medidas de degradação da terra e diversidade do uso da terra (AREAL et al., 2018; BONFIGLIO; ARZENI; BODINI, 2017; MU et al., 2018; ULLAH et al., 2016). Nesse sentido, percebeu-se que a abordagem de ecoeficiência empregada nos trabalhos majoritariamente contemplou apenas as externalidades negativas, excluindo da análise os serviços ambientais que podem ser prestados pelo produtor.

Há ainda as variáveis denominadas exógenas ao processo produtivo que foram adicionadas nos estudos que visaram avaliar os determinantes da produtividade agrícola. No que tange a escolha desses dados pela literatura, a revisão foi conclusiva ao apontar um padrão majoritário entre os artigos da amostra. O grupo de variáveis com maior número de ocorrências foram: idade do produtor, gênero do produtor, experiência do produtor em anos, nível de educação do produtor, perfil da mão de obra, e área utilizada para produção (ARSHAD et al., 2018; HUY; NGUYEN, 2019; SEYMOUR, 2017).

Tabela 3 – Determinantes da (eco)eficiência da produção agropecuária

Dimensão	Variável	Descrição
Social	Idade	Idade do produtor principal em anos ou como variável dummy
	Gênero	Gênero do produtor principal como variável dummy
	Experiência	Experiência do produtor principal em anos ou como variável dummy
	Educação	Nível de educação do produtor principal em anos de estudo ou escolaridade como variável dummy
	Mão de obra	Proporção de mão de obra familiar; número de pessoas no estabelecimento; ou proporção de adultos no estabelecimento
	Extensão	Acesso à serviços de extensão agrícola como variável dummy
Econômica	Área utilizada	Área total do estabelecimento utilizada para cultivo e produção
	Cooperativa	Filiação à cooperativas como variável dummy
	Produtividade	Produtividade da terra
	Terras próprias	Percentual de terras próprias em relação ou percentual de terras alugadas em relação ao total
	Crédito	Acesso à credito em valores monetários ou como variável dummy
Ambiental	Certificação	Presença de certificação ambiental como variável dummy
	Localização	Localização geográfica ou região agrícola em coordenadas ou como variável dummy

Fonte: elaboração própria.

Outras variáveis com significativa frequência entre os trabalho foram: número de pessoas no estabelecimento; parcela de área de terras próprias; tipo de estabelecimento; localização geográfica; filiação à cooperativas; certificação; número de celulares; número de veículos; e acesso à credito (ARSHAD et al., 2018; HO et al., 2018; HUY; NGUYEN, 2019; VARELA-CANDAMIO; CALVO; NOVO-CORTI, 2018).

Seguindo o procedimento de Godoy-Durán et al. (2017), a Tabela 3 categoriza as variáveis determinantes da (eco)eficiência agrícola. Portanto, as dimensões social, econômica e ambiental sumarizam esses resultados da revisão sistemática, que indicam os principais fatores estudados como condicionantes da eficiência econômica e ambiental no contexto da produção primária do agronegócio.

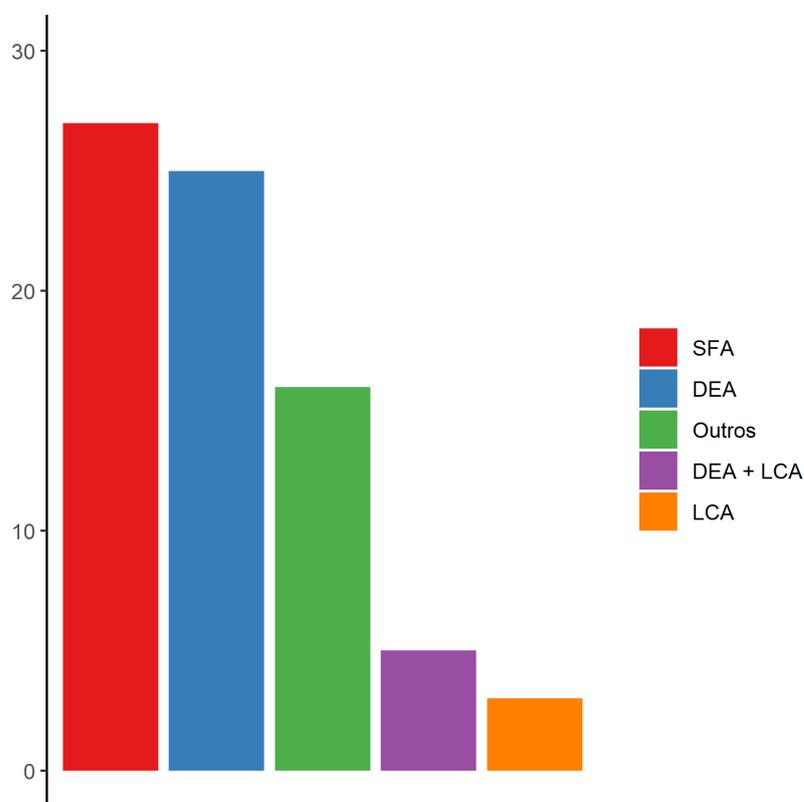
2.2.5 Principais métodos e indicadores de (eco)eficiência

Da literatura selecionada, apenas 1 artigo não se fundamentou em uma base epistemológica quantitativa, o que demonstra sua primazia entre as pesquisas analisadas. Nesse sentido, os

estudos da amostra objetivaram representar eficiência na agropecuária segundo um conjunto de possibilidade de produção (CPP) alicerçado em aspectos da teoria microeconômica.

Pela Figura 7, é possível perceber que há um significativo predomínio de artigos que utilizam Análise Envoltória de Dados (DEA) e Análise de Fronteira Estocástica (SFA) como metodologia para representar fronteiras de eficiência no agronegócio. Dos 76 *papers*, 25 empregaram DEA para representar o CPP, ao passo que outros 27 optaram pela SFA. Ao contemplar também aqueles que combinaram DEA e Avaliação do Ciclo de Vida (LCA), o número de trabalhos que abordaram o objeto de estudo pelo DEA passa a ser de 30. Ainda, 3 artigos escolheram apenas a LCA como indicador e outros 16 abordaram métodos que apareceram em apenas um artigo.

Figura 7 – Distribuição de artigos por método



Fonte: elaboração própria.

Considerando que em 75% dos casos optou-se pela DEA ou pela SFA como método de estudo, faz-se necessário detalhar as razões sumárias encontradas para proceder-se com cada um dos dois, bem como as diferentes aplicações utilizadas de ambos os grupos de técnicas e os resultados estimados em cada caso. Ainda, é relevante explorar as distintas nuances percebidas na definição do método para avaliar (eco)eficiência da produção alimentar, pois existem vantagens e desvantagens adjacentes à escolha entre uma das metodologias.

2.2.6 DEA e SFA: uma discussão

2.2.6.1 DEA

Segundo Atici e Podinovski (2015), agricultura é uma das três áreas com mais ocorrências de aplicações de DEA. Seu abrangente uso se deve, inicialmente, a sua formulação que permite estimar uma fronteira de eficiência observando às melhores práticas em relação às piores (ULLAH et al., 2016). De acordo com Ullah et al. (2016), enquanto aquelas se localizam na fronteira e representam as unidades eficientes, estas situam-se abaixo, sendo que a distância para fronteira representa o nível de ineficiência observado.

Desta feita, a Análise Envoltória de Dados é um método baseado em problemas de programação linear que se prova extremamente útil por construir uma fronteira linear por partes tendo como referência as observações empíricas dos *inputs* e *outputs* das DMUs amostrais. Esse processo, que conta com a identificação de pesos ótimos para cada unidade produtiva e para cada variável contemplada, estima indicadores percentuais de eficiência relativa que apontam para ineficiências representativas de projeções que possibilitam maximizar produtos ou minimizar insumos (BONFIGLIO; ARZENI; BODINI, 2017; ADENUGA et al., 2018).

Não obstante, ainda que a facilidade de construção de índices objetivos de eficiência seja um fator de peso, esta não é a principal justificativa observada na revisão sistemática. Ao que consta entre a maior parte dos artigos, a DEA tem sido opção recorrente como técnica no caso da agropecuária por ser um método não-paramétrico em sua constituição matemática. Considerando isso, Toma et al. (2017) afirmam que sua maior vantagem é não requerer a especificação de uma relação funcional entre as variáveis utilizadas e pressupostos de distribuição probabilística dos termos do erro, já que se tratam de técnicas determinísticas. De fato, tal facilitador auxilia em áreas como agricultura, onde são inúmeras as variáveis que podem compor o desempenho econômico de um estabelecimento.

No contexto de análise de eficiência técnica e ecoeficiência com DEA, o modelo com retornos variáveis de escala (VRS) é a especificação clássica mais empregada porque garante que a escala de produção seja considerada e que as DMUs sejam comparadas com outras de tamanho similar na composição dos escores (MU et al., 2018). Com respeito a orientação radial adotada nas projeções à fronteira, há uma predominância de artigos que utilizem a minimização dos insumos para os níveis de produção dados, conforme explanado anteriormente. Especialmente, quando se avalia eficiência ambiental, considera-se que os produtores tenham mais controle sobre insumos causadores de impactos ambientais (MASUDA, 2016). Contudo, em ambas especificações, que são comumente combinadas, há frequentemente a operacionalização de métodos que ajudam a superar as limitações da DEA convencional.

Um desses modelos é a DEA-SBM (*slack-based* DEA), que, de acordo com Masuda (2016), é preferido em relação aos tradicionais de Charnes, Cooper e Rhodes, e de Banker,

Charnes e Cooper porque estes negligenciam as folgas percebidas na fronteira de eficiência. Ao contrário, a DEA-SBM não assume mudanças proporcionais nos insumos e produtos e lida com as folgas diretamente, pois é razoável assumir, por exemplo, que alguns insumos podem ser substituíveis e, conseqüentemente, não se alterarem proporcionalmente. Nesse sentido, Masuda (2016) estimou e comparou a ecoeficiência da produção de trigo no Japão em dois tipos de campos distintos utilizando essa metodologia mencionada. Os escores de ecoeficiência estiveram principalmente entre 0,55 e 0,84 e o resultados mostraram que o desempenho sustentável ótimo é atingido quando uma taxa adequada de emprego de fertilizante de nitrogênio é aplicada.

Uma outra complementação da DEA entre os artigos analisados é o MORO-D (*Multiple Objective Ratio Optimization with Dominance*) de Angulo-Meza et al. (2019). Neste método, busca-se superar a limitação dos métodos clássicos DEA de prover metas de melhorias únicas para cada variável escolhida, haja vista que é possível que essa possibilidade singular pode não ser factível de um ponto de vista operacional. Nesse sentido, a DEA MORO-D fornece maior flexibilidade na mensuração de projeções factíveis para o processo de tomada de decisão, em que o produtor teria alternativas para melhorar suas práticas e decidir entre múltiplos “caminhos” de acordo com suas condições contextuais.

Com efeito, o trabalho de Angulo-Meza et al. (2019) objetivou mensurar ecoeficiência agrícola utilizando o modelo DEA MORO-D em quatro passos. Seus resultados indicaram que o estabelecimento de mais de um objetivo de ação para melhoria da ecoeficiência pode ser muito útil para os produtores agrícolas. A partir de um conjunto de metas factíveis, o tomador de decisão de uma DMU ineficiente tem opções para determinar um plano de melhoria. Em alguns casos, a seleção de uma meta é direta, já em outros é necessário o estabelecimento de algum critério ou grupo de critérios, como a meta com melhor indicador de eficiência ou a meta que tem o menor número de *benchmarks* como definidores do plano de ação (ANGULO-MEZA et al., 2019).

Por outro lado, quando a intenção é avaliar também a eficiência ambiental de um conjunto de unidades ou regiões, a DEA surge como alternativa ou complementação à análise tradicional de *Life Cycle Assessment* (LCA). Esta é uma técnica que estima impactos ambientais de processos ou produtos através de toda uma cadeia de suprimentos (ANGULO-MEZA et al., 2019). Todavia, conforme explica Ullah et al. (2016), esse método, outrora adotado massivamente em trabalhos científicos, possui limitações quando aplicado isoladamente.

Essa falha se explana pela inadequabilidade da LCA para construção de escores singulares de ecoeficiência, isto é, que avaliem simultaneamente aspectos econômicos e ambientais do processo produtivo (MASUDA, 2016; ULLAH et al., 2016). Por superestimar sustentabilidade pela dimensão ambiental, seu uso exclusivo tem decaído, e tem se tornado comum abordagens que combinem DEA e LCA, conforme extraído pela revisão da literatura.

Apesar das vantagens citadas, Toma et al. (2017) ressaltam que a limitação da DEA é ser

um modelo determinístico, isto é, não considerar incertezas e ruídos estatísticos na constituição da fronteira eficiente. Desta forma, a fronteira de eficiência não considera os distúrbios de variáveis exógenas que podem afetar os índices de (eco)eficiência. Tudo que está abaixo da fronteira eficiente é tomado unicamente como consequência de ineficiência técnica (MU et al., 2018). Nesse contexto, a Análise de Fronteira Estocástica é uma metodologia recorrentemente empregada, pois estima o termo de erro unilateral e o termo do erro aleatório, que possibilita a decomposição dos desvios de (eco)eficiência (HUY; NGUYEN, 2019).

Contudo, existem alternativas para tornar a Análise Envoltória de Dados um método semi-paramétrico, em que suas limitações de natureza determinísticas podem ser abrandadas ou parcialmente superadas. Uma destas é a proposta de Mu et al. (2018), que incorpora o impacto de incertezas nos escores de ecoeficiência de 55 produtores especializados em pecuária leiteira no leste europeu. A DEA *fuzzy*, método proposto pelos autores, não assume que os dados são indefectíveis, isto é, entende-se que estes podem conter erros e incertezas oriundas de sua mensuração e coleta. Nesse sentido, a DEA *fuzzy* determina limites inferiores e superiores dos escores de eficiência, o que significa que eles deixam de ser indicadores singulares e passam a ser intervalos de valores para cada DMU.

O princípio básico é especificar os insumos e produtos do modelo em intervalos de valores, de forma triangular, constando os dados observados, suas projeções superiores e suas projeções inferiores. Utilizando cortes alfa, os dados podem ser representados em diferentes níveis de intervalos de confiança. Portanto, os escores de ecoeficiência são definidos de acordo com esses limites definidos para cada corte existente (MU et al., 2018). Os resultados indicaram que para o corte 1 (equivalente a DEA convencional), foram identificados nove produtores ecoeficientes, ao passo que em 0,9, seis foram ecoeficientes, em 0,8 quatro, em 0,7 três, até o corte de 0,4. Assim, quanto maior o corte de alfa, maior o nível de incertezas e menor o número de DMUs ecoeficientes, sendo que apenas um produtor foi ecoeficiente em todos os cortes.

Evidentemente, essa técnica auxilia na contabilização de efeitos randômicos na formação dos escores de (eco)eficiência, mas esses processos estocásticos não são estimados a ponto de permitir a análise de fatores exógenos que estão associados à formação desses indicadores, nem tampouco de medir a relação entre desvios gerados por choques aleatórios e desvios gerados por ineficiência técnica de fato. Para tal, é muito comum que a DEA seja aplicada em dois estágios, para que se possibilite realização de inferência estatística nesses escores e a regressão de variáveis explanatórias do fenômeno. Sendo assim, fração considerável da amostra utilizou a DEA em dois estágios, em que no primeiro estágio calculam-se os índices de (eco)eficiência, e no segundo estágio estimam-se a influência das variáveis exógenas nos índices de eficiência e assumem-se propriedades estatísticas nos resultados.

Uma extensão nesse sentido é a DEA com regressão Tobit. Essa adição econométrica assume que os índices de eficiência são censurados, tendo valores entre 0 e 1. Contudo, conforme expõem Zulfiqar, Datta e Thapa (2017) tal abordagem não considera que os resultados de

eficiência para cada DMU da Análise Envoltória de Dados estão altamente correlacionados, i.e., apresentam correlação serial, além de correlação entre *inputs* e *outputs*, o que violaria uma propriedade básica da análise de regressão. Consequentemente, essa modelagem, apesar de possível, não é considerada tão adequada quanto as propostas de *bootstrap* de Simar e Wilson (2007). Basicamente, quando o processo de geração dos dados é desconhecido, os indicadores gerados pela DEA se tornam mais confiáveis através do processo de reamostragem e replicação dessa técnica (TOMA et al., 2017).

Com efeito, uma das extensões mais utilizadas foi o DEA com regressão truncada e *bootstrap*. Esse modelo permite analisar os fatores que influenciam a formação dos escores de eficiência através de uma regressão econométrica comumente estimada pela técnica de Máxima verossimilhança (BONFIGLIO; ARZENI; BODINI, 2017). Em adição, segundo Zulfiqar, Datta e Thapa (2017) a complementação com reamostragem *bootstrap* aponta resultados acurados ao eliminar vieses estatísticos nos escores gerados pelo primeiro estágio. O Algoritmo 1 de Simar e Wilson (2007) se faz presente na análise dos artigos, cujo procedimento é designado para melhorar o processo de inferência estatística, mas sem incorporar o termo de viés estatístico detalhado nesse trabalho seminal.

Já o Algoritmo 2, apesar de ser similar ao primeiro, emprega um duplo procedimento de *bootstrap* com o intuito de estimar escores de (eco)eficiência corrigidos de vieses. De acordo com Bonfiglio, Arzeni e Bodini (2017), o procedimento desse algoritmo consiste nos seguintes passos: (i) as estimativas convencionais da DEA são calculadas; (ii) estimativas de máxima verossimilhança truncadas são empregadas em uma regressão dos escores de (eco)eficiência em relação a um conjunto de variáveis explanatórias; (iii) essas estimativas são integradas em um procedimento de *bootstrap* para corrigir vieses estatísticos; (iv) e, finalmente, os vieses são corrigidos através de um *bootstrap* paramétrico na MLE truncada, produzindo então estimativas de erro padrão para os parâmetros do modelo e construindo intervalos de confiança.

Nesse sentido, Bonfiglio, Arzeni e Bodini (2017) analisaram a ecoeficiência de produtores na Itália entre 2011-2014 e identificaram a influência de fatores socioeconômicos e políticos que poderiam estar associados ao desempenho econômico e ecológico desse contexto. No primeiro estágio, em que os indicadores foram estimados com a DEA-VRS, a ecoeficiência radial média da região entre 2011-2014 foi de 0,548, e apenas 4% da amostra estava na fronteira ecoeficiente. O procedimento de duplo *bootstrap* gerou parâmetros consistentes e significativos estatisticamente, em que a idade do produtor afeta positivamente a ecoeficiência (quanto mais novo o produtor maior a tendência de que este obtenha uma melhor performance), assim como a adesão a esquemas de gestão ambiental e ser proprietário da produção. O nível educacional do produtor, ao contrário, não demonstrou estar associado com a ecoeficiência agrícola da região.

Similarmente, Adenuga et al. (2018) avaliaram a diferença do desempenho sustentável de estabelecimentos agropecuários produtores de leite ao longo das regiões da ilha da Irlanda, incorporando excedentes N e P (nitrogênio e fósforo) no solo como produtos indesejáveis na

análise DEA. Entre os fatores que condicionaram a ecoeficiência nesses casos, a produção de forragem por hectare, tamanho da área agrícola utilizada e gestão da produção de leite estiveram associadas com maiores níveis desse indicador de sustentabilidade. Ainda, Zulfiqar, Datta e Thapa (2017) estimaram a eficiência técnica e econômica do uso de insumos de produtores de algodão no Paquistão, de forma a prover recomendações para promover melhores práticas agrícolas dessa cultura na região. O resultado médio da amostra com DEA-CRS foi de uma eficiência de 55,2%, e com a DEA-VRS essa eficiência foi de 79%. Pelo segundo estágio, a educação do produtor principal, anos de experiência no campo e tipo de drenagem agrícola influenciaram positivamente a eficiência técnica na região. Por outro lado, o número de familiares envolvidos na produção e área agrícola obtiveram relação inversa com a eficiência técnica da produção de algodão do Paquistão.

Desta forma, por produzir estimativas mais consistentes, o procedimento de *bootstrap* de Simar e Wilson, especialmente o algoritmo 2, foi o mais utilizado para desenvolver a DEA em procedimentos econométricos. Ademais, já que 16 dos 28 estudos que empregaram DEA o fizeram em dois estágios, a revisão da literatura mostrou que a avaliação da (eco)eficiência computando o peso dos fatores não controláveis é recomendável para superar as limitações determinística dessa metodologia não-paramétrica.

Para além da apreciação anterior sobre composição da metodologia em duas fases, compartilhada aqui similarmente, a discussão central que emerge se refere ao tratamento das pressões ambientais. Apesar do ainda presente tratamento das externalidades ambientais negativas como *inputs* a serem minimizados, tem se tornado mais comum trabalhos que superem as limitações das análises clássicas de ecoeficiência através da utilização de funções distância.

Um dos modelos apontados pela revisão sistemática que melhor representa o CPP para examinações de ecoeficiência é a DEA com função distância direcional (DEA-DDF). Berre et al. (2017), definem as DDFs como formas mais genéricas da distância radial clássica que permitem o pesquisador definir vetores de direção *a priori* que abarcam movimentos não radiais à fronteira. Portanto, conforme indicado por Adenuga et al. (2018), a DEA-DDF tem como justificativa básica a vantagem de estimar a factível expansão dos produtos que simultaneamente reduz impactos ambientais e consumo de recursos.

O avanço teórico-metodológico da função distância direcional integrada ao DEA reside justamente na suposição de fraca descartabilidade dos *outputs* indesejáveis. Essa propriedade, ao contrário do livre descarte pressuposto pelo DEA clássico, que pressupõe a redução de um produto ambientalmente indesejável só é possível com uma redução simultânea do produto desejável (ADENUGA et al., 2018).

2.2.6.2 SFA

A SFA é um método paramétrico para representação do CPP que estima eficiência por meio de uma função de produção estocástica geralmente expressa pela forma log-linear de Cobb-Douglas (HUY; NGUYEN, 2019). Sua principal vantagem e justificativa, conforme encontrado na literatura, é viabilizar a estimativa de parâmetros que correspondem tanto às variáveis internas do modelo, ou seja, insumos e produtos, como as variáveis explanatórias a serem regredidas no termo do erro correspondente aos efeitos de ineficiência (SEYMOUR, 2017). Entre os artigos selecionados, a principal forma de mensurar esses parâmetros ocorreu pela Máxima Verossimilhança.

De outra forma, Benedetti, Branca e Zucaro (2019) afirmam que a abordagem estocástica permite a incorporação do componente unilateral do termo do erro que reflete a ineficiência técnica ou ecoineficiência, além do componente que captura os efeitos aleatórios que são não controláveis pelo produtor agropecuário. Com efeito, a SFA possibilita uma investigação aprofundada da presença e magnitude da (eco)ineficiência da firma.

Sendo assim, Huy e Nguyen (2019) reforçam a utilidade do método explicitando que é premente analisar eficiência considerando desvios da fronteira dados por variáveis não controláveis pelo produtor. Em cenários como da agricultura e da pecuária, em que há uma variabilidade inerente da produção devido ao clima, pestes e doenças, tal fator é patente (HUY; NGUYEN, 2019; SEYMOUR, 2017). Porém como afirmam Toma et al. (2017) e Huy e Nguyen (2019), a SFA não é sem fraquezas, pois necessariamente presume uma forma funcional entre as insumos e produtos delimitados, além de impor uma assunção de distribuição do erro.

Adicionalmente, quanto às possíveis formas funcionais para descrever a análise de fronteira estocástica, aquelas que foram utilizadas entre os artigos, e que também são reconhecidamente as mais escolhidas na literatura em geral, foram a Cobb-Douglas e a translogarítmica. A popularidade da primeira pode ser condensada por ser uma forma funcional mais simples e com menos parâmetros a serem estimados, porém ela impõe algumas restrições, como por exemplo a elasticidade constante de substituição entre os insumos da função de produção (SEYMOUR, 2017). Diferentemente, a especificação funcional translog, apesar de requerer a mensuração dos efeitos de segunda ordem da função, que podem resultar em um incremento substancial de parâmetros a serem estimados, é uma versão mais flexível e que não impõe as restrições da Cobb-Douglas (HONG et al., 2019).

Um trabalho relevante na análise dos artigos da revisão sistemática foi o de Huy e Nguyen (2019), que buscaram investigar e mensurar a eficiência técnica da produção agrícola do Vietnã e o efeito do mercado de arrendamento de terras nesse desempenho produtivo. Entre os resultados, os autores observaram que a função Cobb-Douglas apresentou retornos constantes de escala, em que a elasticidade para o fator terra foi a de maior magnitude, sugerindo que a expansão do tamanho dos estabelecimentos levaria a maior eficiência. A eficiência técnica média foi de 0,85,

o que significa que uma expansão de 15% da produção agrícola seria factível, e o mercado de arrendamento de terras influenciou positivamente o nível de eficiência técnica da região.

Especificamente para análises de ecoeficiência, a forma translog é particularmente profícua porque torna possível estabelecer uma função de produção com múltiplos insumos e múltiplos produtos, superando uma das limitações geralmente apontadas para análise de eficiência com fronteiras estocásticas. Sendo assim, Deng e Gibson (2019) afirmam que a forma adequada de mensurar ecoeficiência com SFA é através da incorporação de funções distância, pois estas permitem modelar esse cenário com a utilização de pressões ambientais como produtos indesejáveis ou como insumos do processo produtivo.

Por conseguinte, uma das opções com função translog é a utilização de funções distância insumo e funções distância produto, em que as variáveis ecológicas são abrangidas como *inputs* no modelo de SFA. Em Deng e Gibson (2019), avalia-se a produtividade da terra em Shandong (China) e estima-se a ecoeficiência da região utilizando funções distância insumo e produto em um contexto metodológico de SFA. Tendo como pressão ambiental a área construída ao redor das produções, os resultados da análise indicaram que a ecoeficiência da maioria das cidades esteve em aproximadamente 0,9. Outra constatação importante é que as cidades localizadas longe do centro econômico apresentaram ecoeficiência mais baixa, o que implica na existência de *trade-offs* entre produção agrícola sustentável e urbanização.

Similarmente, Areal et al. (2018) analisam a eficiência ambiental da produção de cereal na Inglaterra especificando uma função de distância de produto na estrutura metodológica da SFA. Pelos resultados, a área agrícola empregada e a mão de obra foram os dois mais importantes insumos produtivos. A análise demonstrou também uma relação positiva entre idade e educação do produtor principal com o nível de ecoeficiência dos modelos. Entre estes, que foram 4, o nível de (eco)eficiência mensurada esteve entre 0,88 para o primeiro, 0,90 para o segundo e terceiro e 0,91 para o quarto. Cada modelo considerava uma variável ecológica, com exceção do primeiro, que avaliava unicamente eficiência técnica sem incorporação de pressões ambientais.

Entretanto, a especificação mais fidedigna para representação da fronteira estocástica de ecoeficiência é a que incorpora funções de distância hiperbólicas. De acordo com Adenuga et al. (2019), ainda que a maior parte dos estudos recentes tenham empregado funções distância insumo e produto para incorporar produtos indesejáveis na análise de ecoeficiência da agricultura por meio de SFA, há uma desvantagem nessa metodologia. Esta é que as funções distância desse tipo tratam insumos e produtos de forma simétrica, ou seja, assumem que a expansão dos produtos, desejáveis ou não, e a contração dos insumos é sempre proporcional, sem considerar a descartabilidade fraca das pressões ambientais (ADENUGA et al., 2019).

Diferentemente, a função distância hiperbólica, assim chamada por conta da forma hiperbólica que mensura a fronteira, foi introduzida especialmente por Cuesta e Zofío (2005) e Cuesta, Lovell e Zofío (2009) na literatura e se destacam por incorporar produtos desejáveis

e indesejáveis assimetricamente na função de produção (ADENUGA et al., 2019). Por isso, torna-se possível estimar um modelo em que o ponto ótimo da fronteira tecnológica é associado com a ecoeficiência em que não há nenhuma outra combinação possível dos fatores produtivos que minimize os produtos indesejáveis e insumos, e maximize o produto desejável. De outra forma, o tratamento assimétrico permite que o comportamento ecoeficiente seja caracterizado pela expansão dos produtos agrícolas e contração simultânea das pressões ambientais (ROSANO-PEÑA et al., 2018; ADENUGA et al., 2019).

Nesse sentido, percebe-se que há uma semelhança entre as funções distância direcional de Fare et al. (2005) aplicados em DEA (DEA-DDF), pois ambas visam objetivos similares, que são de tratamento assimétrico de produtos indesejáveis e desejáveis. A diferença entre ambas, porém, é de ordem estrutural, baseado em suas propriedades de homogeneidade: enquanto a função distância direcional representa o montante em que os produtos podem ser expandidos e as pressões ambientais e/ou insumos podem ser reduzidos de forma aditiva, a função distância hiperbólica indica a proporção em que essas observações podem atingir tais valores ótimos de maneira multiplicativa. Essas distintas propriedades tem uma importância significativa nas especificações paramétricas que elas podem assumir, pois ao passo que a função distância direcional satisfaz uma propriedade de translação, que é imposta mais facilmente por um detalhamento quadrático, a contraparte hiperbólica enseja uma propriedade de quase homogeneidade, que pode ser implementada através de modelos translog (ADENUGA et al., 2019).

Isto posto, Adenuga et al. (2019) empregam funções distância hiperbólicas, de quase homogeneidade $(0, 1, -1, 1)$, isto é, que uma redução dos impactos ambientais proporcional a uma expansão dos produtos gera um incremento na função na mesma proporção, em uma análise de fronteiras estocásticas para avaliar a performance sustentável e estimar os custos de redução do excedente de nitrogênio em produções de leite na Irlanda. Os determinantes do custo de poluição também foram estimados através de uma análise *within-between* (WB) dos efeitos exógenos ao da ecoeficiência. A ecoeficiência média da Irlanda e da Irlanda do Norte estimada foi de 0,89 e 0,92 respectivamente. Isso significa que a Irlanda poderia melhorar sua produtividade incrementando as receitas de vendas de leite em 12,35% e contraindo o excedente de nitrogênio em 11%. Para a Irlanda do Norte, esses valores foram de 8,7% e 8%.

Ademais, os custos de oportunidade estimados com respeito a receitas de produção de leite e outras receitas foram, na margem, de 5,26 e 10,17 euros para a Irlanda do Norte, ao passo que para a Irlanda estes foram de 4,2 e 5,37 euros. Entre os fatores que influenciaram os custos de redução do excedente de N para a Irlanda do Norte, a densidade de estoque e a quantidade de grama pastada por hectare foram variáveis significativas estatisticamente e condicionaram positivamente os custos de poluição tanto através do fator tempo como do fator estático dos produtores individualmente. Já para a Irlanda, idade do produtor e investimento por vaca condicionaram positivamente esses custos nesses dois níveis. Tamanho do estabelecimento e idade do produtor foram significativos apenas no nível individual para a Irlanda do Norte. Para

a Irlanda, a gestão da cadeia do leite e contato consultivo foram significativos no nível temporal.

Já Rosano-Peña et al. (2018), em uma proposta similar, investigaram a ecoeficiência agropecuária dos municípios amazônicos brasileiros utilizando funções distância hiperbólicas em um *framework* de SFA baseado em variáveis clássicas de insumos e produtos, além de uma externalidade positiva e outra negativa. A principal diferença aqui reside na aplicação da propriedade de homogeneidade de grau -1 em x e b e grau 1 em y , que possibilitou estimar o desempenho sustentável da região por meio da contração de insumos e pressão ambiental conjuntamente com a expansão dos produtos desejáveis.

Os resultados indicaram que os custos de preservação de áreas de reserva legal e área de proteção permanente estiveram entre US\$ 82,39 e US\$ 170,37 por ano e hectare. As observações de ecoeficiência apontaram ser possível incrementar os produtos desejáveis em 19,5% em que simultaneamente se reduz os insumos e as terras degradadas em 16,36%. Por último, o nível educacional dos produtores, práticas de agricultura familiar e recebimento de crédito estiveram associados com ecoeficiência mais alta. Por outro lado, trabalho infantil e práticas de queimada estiveram negativamente relacionados com o nível de ecoeficiência da região.

Com efeito, seja para DEA ou para SFA, esse tipo de análise ainda é bastante promissora na literatura, constituindo uma lacuna a ser explorada por futuras pesquisas. Outro *gap* percebido foi que não houve estudos que analisaram eficiência econômica ou ambiental espacialmente, desconsiderando a possibilidade da produtividade do agronegócio estar autocorrelacionada no espaço geográfico. Adicionalmente, outras possibilidades metodológicas com SFA foram encontradas na análise da literatura através dos artigos da revisão sistemática, como a aplicação de metafronteira na estrutura metodológica das fronteiras estocásticas em Gong, Battese e Villano (2019).

Neste trabalho, os autores visam responder a questão de pesquisa de se os membros de cooperativas agrícolas apresentam maior produtividade e eficiência na produção agrícola que não-membros. Assim, uma abordagem utilizando a técnica de metafronteira foi adotada para permitir a incorporação da heterogeneidade na tecnologia de produção entre não membros (NM), membros ativos (MA) e membros comuns (MC). Pela função translog aplicada à SFA, capital e terra apresentaram elasticidades relevantes em todos os grupos da fronteira convencional e da metafronteira, ao mesmo tempo que a elasticidade do produto em relação ao trabalho foi significativa à 10% para os grupos NM e MA na metafronteira. A eficiência técnica média com referência à fronteira tradicional foi de 0,78, 0,35 e 0,59 para os grupos NM, MC e MA. Com respeito à metafronteira, essa média foi de 0,19, 0,25 e 0,53, indicando ineficiências substanciais para os dois grupos de fronteiras.

As razões da metatecnologia indicaram que na média produções familiares produzem 24%, 70% e 89% do potencial de seus produtos para os três grupos com referência às suas tecnologias de produção. Para o grupo de não membros esses dados representam a lacuna

produtiva existente e o potencial para esse conjunto de possibilidades, que no caso é de uma diferença substancial. Combinado com o fato de que essa diferença é muito menor para membros ativos, o principal resultado dessa análise de metafronteira com SFA é que produtores familiares que são membros ativos de cooperativas tem maior probabilidade de atingir todo seu potencial produtivo.

Outra abordagem interessante é a de Arshad et al. (2018) com a utilização de regressão quantílica para analisar os fatores determinantes, com foco no clima, da eficiência econômica da produção de arroz e trigo no Paquistão ao longo da distribuição por percentis dos resultados em escores de eficiência produtiva. A eficiência econômica para a produção de trigo e arroz entre 2011 e 2012 foi de 91% e 93% respectivamente. Para a produção de trigo, a precipitação acumulada afetou positivamente a eficiência desses produtores especialmente no 50^o e 75^o quantis. Educação dos produtores e acesso à crédito também estiveram associados positivamente com esse desempenho. Já para a produção de arroz a educação do produtor registrou influência positiva na eficiência econômica, com exceção do 50^o quantil. Ainda, o acesso à serviços de extensão aqui apresentou relação positiva com o desempenho produtivo dessa cultura em todos modelos de regressão.

Benedetti, Branca e Zucaro (2019), em outra abordagem de fronteiras estocásticas, ao mensurarem a eficiência técnica de produções irrigadas e identificar seu determinantes na Itália, impuseram a assunção de heterocedasticidade no termo do erro unilateral da função de produção. Se a propriedade de homocedasticidade se justifica para os efeitos aleatórios do termo do erro porque esses fatores influenciam a produção agrícola com o mesmo grau de dispersão, o mesmo não pode ser dito dos efeitos de ineficiência (BENEDETTI; BRANCA; ZUCARO, 2019). Pelos resultados, produtores que adotam sistemas de fertirrigação possuem maior nível de eficiência técnica que aqueles convencionais em 17%. Entretanto, produções orgânicas demonstraram ser menos eficientes em média que produções convencionais.

Por fim, apesar da variedade de possibilidades metodológicas apresentadas na discussão dos artigos selecionados, tanto para DEA como para SFA, é possível concluir que também, assim como no caso das funções distância, que a análise dos custos de oportunidade de redução dos impactos ambientais oriundos da produção agropecuária, tanto no caso da Análise Envoltória de Dados como da Análise de Fronteiras Estocásticas, ainda é incipiente. Por meio do dual no caso da DEA, e a partir das elasticidades insumo e produtos na SFA, é possível calcular o preço-sombra de uma variável em relação a outra, sendo bastante profícuo para avaliações de ecoeficiência, pois este indicaria quanto seria necessário abdicar de um produto desejável, como receita, para reduzir uma unidade de uma pressão ambiental, como emissão de CO₂.

3 MÉTODO

3.1 DEA

A Análise Envoltória de Dados (DEA) é um método não-paramétrico desenvolvido por Charnes, Cooper e Rhodes (1978) a partir do arcabouço conceitual de Farrell (1957) para mensurar eficiência produtiva. Baseada em problemas de programação linear (PPL), a DEA se caracteriza por ser uma técnica multifatorial de medição de eficiência que provê uma fronteira de melhores práticas a partir de um conjunto de possibilidade de produção. Essa mensuração considera um grupo de DMUs que transformam múltiplos insumos em múltiplos produtos (CHARNES; COOPER; RHODES, 1978).

Sua vantagem principal é que, em contraposição aos métodos paramétricos, não pressupõe uma forma funcional entre os dados, o que garante um modelo mais flexível para a abordagem com múltiplas entradas e saídas (TOMA et al., 2017). Com efeito, conforme Kuosmanen e Kortelainen (2005), a DEA define a eficiência de cada unidade produtiva segundo pesos alocados pelo próprio PPL, de forma a indicar a combinação mais eficiente possível para cada DMU.

Assim, os modelos clássicos da DEA dividem-se entre o que assume retornos constantes de escala (DEA-CRS ou DEA-CCR) e o que assume retornos variáveis de escala (DEA-VRS ou DEA-BCC). Ainda, cada versão pode ser orientada ao insumo ou ao produto.

Posteriormente, com a necessidade de incrementar os PPLs clássicos para analisar problemas mais complexos, surgem adições ao método. Entre estas, a DEA com função distância direcional (DEA-DDF) têm sido utilizada para analisar ecoeficiência no contexto do agronegócio.

3.1.1 DEA-CRS

O primeiro modelo da Análise Envoltória de Dados, elaborado por Charnes, Cooper e Rhodes (1978), pressupunha retornos constantes de escala (CRS) e foi construído em forma fracionária. Este, expresso pela Equação 3.1, assume que qualquer variação nos insumos gera uma mudança proporcional nos produtos. Nessa equação, o cálculo da eficiência de cada DMU utiliza o quociente entre a soma ponderada dos produtos e a soma ponderada dos insumos. A função objetivo é o nível de eficiência da unidade decisória (DMU).

A primeira restrição, denominada restrição de consistência, é utilizada para que o problema tenha significado comparativo, ou seja, de forma que o quociente entre a soma ponderada dos produtos e a soma ponderada dos insumos não gerem valores superiores à unidade quando empregados em registros de outras DMUs. A última restrição, chamada de restrição de não

negatividade, garante que todos os pesos sejam não negativos.

$$\begin{aligned}
 \max \theta_i &= \frac{\sum_{r=1}^s u_r y_{ro}}{\sum_{i=1}^m v_i x_{io}} \\
 \text{s.a} \quad &\frac{\sum_{r=1}^s u_r y_{rj}}{\sum_{i=1}^m v_i x_{ij}} \leq 1 \quad j = 1, \dots, n \\
 &u_r, v_i \geq 0
 \end{aligned} \tag{3.1}$$

A solução desse problema fractal envolve a definição de pesos u_r e v_i de cada insumo e produto de tal forma que a medida de eficiência da unidade produtiva examinada, h_o , seja maximizada. Logo, x_{ij} representa as quantidades do i -ésimo insumo utilizado pela DMU j , enquanto que x_{io} representa as quantidades do i -ésimo insumo utilizado pela DMU o avaliada. Semelhantemente, y_{rj} são as quantidades do r -ésimo produto gerado pela DMU j , ao passo que y_{ro} caracteriza as quantidades do r -ésimo produto gerado pela DMU o avaliada.

O modelo apresentado é orientado aos insumos, o que significa que o problema fractal procede à minimização do uso dos insumos quando fixada uma determinada quantidade de produtos. Os escores de eficiência θ_i flutuam entre 0 e 1 e, então, por consequência lógica, os que constituem a fronteira são aqueles que atingem o escore 1.

Esse problema fracionário pode ser expresso em forma de problema de programação linear (PPL), a fim de facilitar o cálculo computacional. Ainda orientada ao insumo, a Equação 3.2, em forma multiplicativa, diferencia-se do modelo fractal por acrescentar a restrição normalizadora, que assegura que a soma ponderada dos insumos seja igual a 1.

$$\begin{aligned}
 \max \theta_i &= \frac{\sum_{r=1}^s u_r y_{ro}}{\sum_{i=1}^m v_i x_{io}} \\
 \text{s.a} \quad &\sum_{i=1}^m v_i x_{io} = 1 \\
 &\sum_{r=1}^s u_r y_{rj} \leq \sum_{i=1}^m v_i x_{ij}, \quad j = 1, \dots, n \\
 &u_r, v_i \geq 0
 \end{aligned} \tag{3.2}$$

Entretanto, o formato dual desse PPL (em versão matricial na Equação 3.3) é recorrentemente utilizado na literatura porque permite mensurar o vetor de intensidades para a formação da fronteira de eficiência. Representada pelo $\bar{\lambda}$, essa versão envelope calcula os *benchmarks* para

cada unidade produtiva, que são as DMUs referências, e, conseqüentemente, estabelece a projeção das unidades ineficientes na fronteira. Assim um $\bar{\lambda} = 0$ significa que a DMU correspondente não é uma referência para a DMU em análise. Quanto maior for $\bar{\lambda}$, maior a importância da DMU para a unidade avaliada.

$$\begin{aligned}
 \min \quad & \theta_i \\
 \text{s.a} \quad & \theta_i \bar{x}_i - X\bar{\lambda} \geq \bar{0}_m \\
 & Y\bar{\lambda} - \bar{y}_i \geq \bar{0}_s \\
 & \bar{\lambda} \geq \bar{0}_n
 \end{aligned} \tag{3.3}$$

Com isso, na Equação 3.3, θ_i é o escore de eficiência de uma DMU qualquer, \bar{x}_i é o vetor ($m \times 1$) de insumos utilizados pela DMU i , y é o vetor ($s \times 1$) de produtos gerados pela DMU i , $\bar{\lambda}$ é o vetor ($n \times 1$) de pesos para combinações lineares das melhores práticas que formam a fronteira eficiente, X é uma matriz ($m \times n$) formada pelos vetores de insumos, bem como Y é uma matriz ($s \times n$) de produtos da amostra.

$$\begin{aligned}
 \max \quad & \theta_i \\
 \text{s.a} \quad & \bar{x}_i - X\bar{\mu} \geq \bar{0}_m \\
 & Y\bar{\mu} - \eta\bar{y}_i \geq \bar{0}_s \\
 & \bar{\mu} \geq \bar{0}_n
 \end{aligned} \tag{3.4}$$

A contrapartida do modelo orientado aos insumos é a DEA orientada aos produtos. Nesta, o PPL procede a maximização dos produtos considerando o consumo dos insumos como fixo. A Equação 3.4 é sua representação em forma envelopada e matricial, de forma análoga a DEA orientada a minimização dos insumos. A diferença aqui é que essa versão é um problema de maximização, mas a estrutura matemática é a mesma.

3.1.2 DEA-VRS

Desenvolvido por Banker, Charnes e Cooper (1984), a DEA-VRS, também chamado de DEA-BCC, tem como premissa a consideração de retornos variáveis de escala no processo produtivo. Ora, se antes pressupunha-se proporcionalidade, agora há a substituição pela hipótese de convexidade entre insumos e produtos. Em sua forma multiplicativa e orientada à produção (ver Equação 3.5), o PPL possui a variável v_o , que denota os retornos variáveis de escala.

Quando positivas, caracterizam retornos decrescentes; quando negativas, caracterizam retornos crescentes e quando iguais a zero denotam retornos constantes. Se $v_o = 0$, então verifica-se RCE, mas se $v_o < 0$ ou $v_o > 0$, têm-se retornos crescentes e decrescentes, respectivamente,

indicando que há ineficiência de escala.

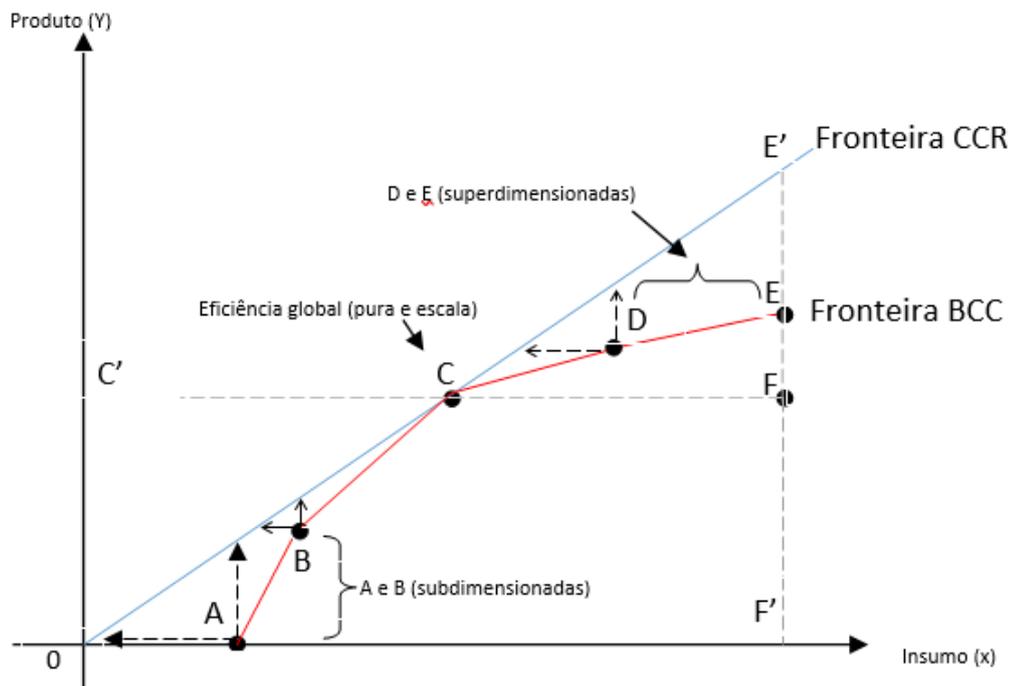
$$\begin{aligned}
 \min \theta_i &= \sum_{r=1}^s v_r x_{ro} + v_o \\
 \text{s.a} \quad & \sum_{i=1}^m u_i y_{io} = 1 \\
 & \sum_{r=1}^s u_i y_{rj} - \sum_{i=1}^m v_i x_{ij} - v_o \leq 0, \quad j = 1, \dots, n \\
 & u_r, v_i \geq 0
 \end{aligned} \tag{3.5}$$

A Equação 3.6 é a versão envelopada e matricial do PPL anterior, que é a mais utilizada na literatura por viabilizar a solução dual. Aqui, \bar{n} é um vetor exclusivamente composto por valores unitários. Na restrição, $\bar{n}\bar{\lambda} = 1$ é garantido que a soma dos λ 's seja igual a 1, o que impede que uma DMU seja comparada com outras muito diferentes dela. Com essas combinações lineares condicionadas, as unidades com vetores de insumo ou produto consideravelmente maiores ou menores não são integradas no conjunto referência da DMU investigada.

$$\begin{aligned}
 \max \quad & \theta_i \\
 \text{s.a} \quad & \bar{x}_i - X\bar{\mu} \geq \bar{0}_m \\
 & Y\bar{\mu} - \eta\bar{y}_i \geq \bar{0}_s \\
 & \bar{n}\bar{\lambda} = 1 \\
 & \bar{\mu} \geq \bar{0}_n
 \end{aligned} \tag{3.6}$$

Em suma, por meio desses problemas lineares, a eficiência técnica é desagregada em: eficiência técnica global, ET_g , eficiência técnica pura, ET_p , e eficiência técnica de escala, ET_{sc} , que é o resultado do quociente entre as anteriores, isto é, $ET_{sc} = ET_p/ET_g$. Com efeito, de acordo com Rosano-Peña (2008), o modelo BCC forma uma fronteira convexa eficiente com as melhores unidades, independentemente da escala de operação e, assim, passa a “envelopar” as unidades ineficientes para cada escala de produção. A DEA-VRS, então, “admite que a eficiência máxima varie em função da economia de escala e permite comparar unidades de portes distintos” (ROSANO-PEÑA, 2008).

Graficamente, a comparação entre os modelos com CRS e VRS pode ser analisada pela Figura 8. Nesta, a fronteira CCR é a formada pela DEA que assume retornos constantes de escala, ao passo que a fronteira BCC é a formada pela DEA que assume retornos variáveis de escala. Consideram-se, também, seis unidades tomadoras de decisão hipotéticas (A, B, C, D, E e F), sendo que apenas a DMU F não está sob a fronteira e apenas a unidade C possui eficiência global. Percebe-se que essa firma se configura em ineficiência técnica pura e de escala, pois não maximiza a produção (y) com o nível de insumos (x).

Figura 8 – Fronteira CCR e BCC

Fonte: adaptado de Maduro-Abreu (2018). Elaboração própria.

Para se tornar eficiente, a unidade F poderia reduzir o consumo de seus insumos, mantendo o mesmo nível de produção, e projetar-se no mesmo ponto que a unidade C. Com isso, estaria localizada na fronteira e seria uma unidade com eficiência técnica pura e de escala. De outra forma, F poderia aumentar a produção mantendo o mesmo nível de insumo, projetando-se na unidade E. Todavia, nesse caso a DMU se configuraria apenas em eficiência técnica pura, mantendo a ineficiência de escala. Para corrigir esse problema, F teria que projetar-se na fronteira CCR em E', mas essa não seria uma solução factível para o CPP.

Conclusivamente, a firma C é a única que possui eficiência técnica pura e de escala. As DMUs A e B não possuem escala ótima, operam em retornos crescentes de escala e estão subdimensionadas. Em contrapartida, D e E, ainda que também ineficientes em escala, operam em retornos decrescentes de escala e estão superdimensionadas.

3.1.3 DEA-DDF

Um dos modelos mais apropriados para representar o CPP em análises de ecoeficiência é a DEA com função distância direcional (DEA-DDF). Desenvolvido por Chung, Färe e Grosskopf (1997) e Färe e Grosskopf (2000), essa modelagem surge como complemento às funções de distância radiais de Shephard para tratar *outputs* desejáveis e indesejáveis de forma assimétrica (ROSANO-PENÑA et al., 2014; BERRE et al., 2017).

Deste modo, a aplicação de função distância direcional em técnicas não-paramétricas como a DEA surge com o intuito de compreender a propriedade de descartabilidade fraca das pressões ambientais. Os modelos tradicionais (DEA-CCR e DEA-BCC), ao contrário, têm como limitação o tratamento das externalidades ambientais ora como insumos a serem minimizados, ora como o inverso de um *output* (REBOLLEDO-LEIVA et al., 2017). Com efeito, segundo Picazo-Tadeo, Esteve e Gómez-Limón (2012) e Rosano-Peña et al. (2014), a DEA-DDF destaca-se por ser uma ferramenta de análise de eficiência flexível, pois permite que o pesquisador defina, *a priori*, diferentes direções de projeção na fronteira eficiente.

Isso é possível por meio da construção de um vetor direcional ($g = -g_x, g_y, -g_b$) que viabiliza um grupo de opções para atingir ecoeficiência. Considerando que, nesse projeto, deseje-se saber se é possível que os produtores aumentem sua produção ao mesmo tempo que reduzem os impactos ambientais e o consumo dos insumos, a função distância direcional correspondente é expressa na Equação 3.7.

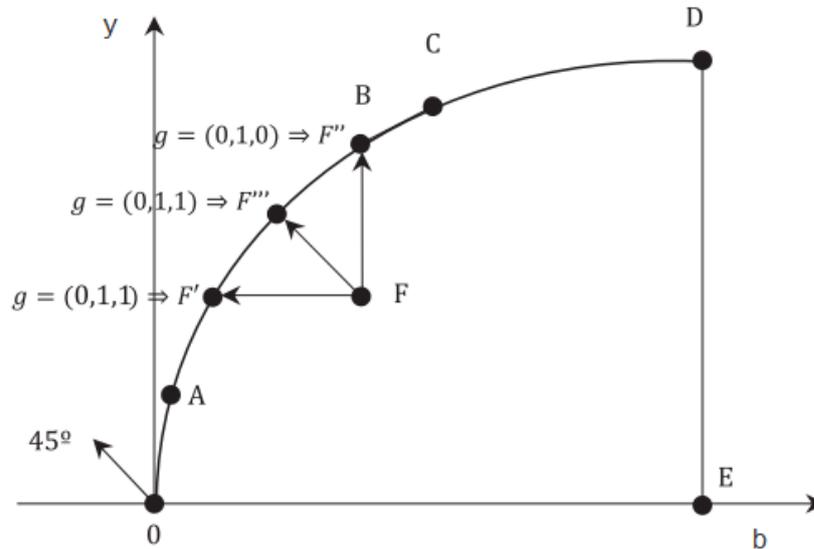
$$\vec{D}[(x, y, b; -g_x, g_y, -g_b)] = \max\{\beta : (x - \beta g_x, y + \beta g_y, b - \beta g_b) \in CPP\} \quad (3.7)$$

Nesta, g é o vetor direcional a ser definido como ($-g_x = 1, g_y = 1, -g_b = 1$). Desta forma, a função direcional representada em (3.7) estima o valor ótimo do insumo, produtos desejável e produtos indesejável de forma conjunta, permitindo que o *output* desejável seja maximizado simultaneamente à minimização do insumo e do *output* indesejável. De outra forma, a função incrementa o produto econômico na direção g_y e contrai a externalidade ambiental e o insumo nas direções $-g_b$ e $-g_x$ (PICAZO-TADEO; ESTEVE; GÓMEZ-LIMÓN, 2012).

Ademais, β é o valor ótimo a ser estimado e indica o percentual em que uma DMU poderia elevar y e concomitantemente reduzir x e b . Portanto, se $\beta = 0$, a unidade é ecoeficiente e está na fronteira; se $\beta \geq 0$, a unidade é ecoineficiente. É relevante ilustrar a utilidade da DDF por meio de uma análise gráfica também (Figura 9).

Aqui, assume-se que seis DMUs (A, B, C, D, E e F) utilizam uma quantidade dada de insumos (x) e produzem um *output* desejável (y) e um *output* indesejável (b). A área OABCDE representa o CPP e a fronteira ecoeficiente é formada pelas unidades de A a D. Assim, em consonância com Rosano-Peña et al. (2014), as DMUs na fronteira eficiente não podem produzir uma quantidade menor de pressão ambiental sem reduzir também o produto desejável. Entretanto, tomando a unidade F, que é ecoineficiente, é possível perceber três possibilidades de projeção de acordo com os vetores direcionais correspondentes.

Figura 9 – Fronteira com DDF



Fonte: adaptado de Rosano-Peña et al. (2014).

Se projetada para F' , a DMU minimizaria o impacto ambiental sem que isso afetasse o nível de produção e a utilização dos insumos. Ainda, se F fosse projetado para F'' , a unidade aumentaria sua produção mantendo o mesmo nível de impacto ambiental e de insumos. Finalmente, é possível que F minimize o produto indesejável b concomitantemente ao aumento da produção y e mantendo o mesmo nível de consumo de insumos. Para isso, a DMU em análise seria projetada para F''' .

Qualquer um desses pontos é um ótimo de Pareto, haja vista que todos melhoram o comportamento de uma variável sem afetar outras. Contudo, enquanto as projeções $F \rightarrow F'$ e $F \rightarrow F''$ expressam as distâncias radiais de Shepard, a projeção $F \rightarrow F'''$ é possível pela função de distância direcional. As primeiras mantêm uma variável fixa para o melhoramento de outra, ao passo que a última permite que o comportamento de ambos os dados sejam otimizados. Isto posto, Picazo-Tadeo, Esteve e Gómez-Limón (2012), corroborando com o trabalho seminal de Chung, Färe e Grosskopf (1997), incorporam a DDF no PPL do DEA segundo pode ser observado na Equação 3.8.

$$\begin{aligned} \vec{D} &= (x, y, b; -g_x, g_y, -g_b) = \max \beta_k \\ \text{s.a} \\ (1 + \beta g_y) \cdot y^k &\leq Yz \\ (1 - \beta g_y) \cdot b^k &\geq Bz \\ (1 - \beta g_y) \cdot x^k &\geq Xz \\ z &\geq 0 \end{aligned} \tag{3.8}$$

Em que z é o vetor de intensidade de cada DMU na definição do hiperplano de referência, $x = (x_1, x_2, \dots, x_n)$ é o vetor de *inputs* de uma DMU^k utilizados para produzir o vetor de *output* desejado $y = (y_1, y_2, \dots, y_n)$ e o vetor de *output* indesejado $b = (b_1, b_2, \dots, b_n)$. $X_{(n \times k)}$, $Y_{(p \times k)}$ e $B_{(q \times k)}$ representam as matrizes de *inputs*, *outputs* desejados e *outputs* indesejados, respectivamente. Tendo em vista a utilidade e adequabilidade da DEA-DDF para representar o CPP em análise de ecoeficiência, esse modelo será empregado para avaliar o desempenho do agronegócio brasileiro.

Isto posto, esse modelo descrito e utilizado nessa dissertação pressupõe retornos constantes de escala. Tal escolha não é direta e clara na literatura, pois, se por um lado economias de escala são relevantes para o problema da eficiência econômica, por outro, da perspectiva ecológica, a abordagem de retornos constantes é recorrente em casos que a distribuição das pressões ambientais entre firmas é de importância secundária (ESTEVE, 2012).

3.2 SFA

A Análise de Fronteira Estocástica (SFA) é um método paramétrico desenvolvido por Aigner, Lovell e Schmidt (1977) e Meeusen e Broeck (1977) para estimar fronteiras de produção estocástica e avaliar eficiência relativa. Nesse sentido, em oposição às técnicas não-paramétricas, a SFA parte de uma relação funcional entre insumos e produtos e constrói a fronteira produtiva considerando os termos de erro estimados. Consequentemente, decompõe desvios entre ruídos estocásticos e componentes de ineficiência técnica (ROSANO-PEÑA et al., 2018; HUY; NGUYEN, 2019).

Tendo em vista essa imposição funcional requerida e tomando a Equação 3.9 como referência, x seriam os insumos envolvidos no processo produtivo e β seria o vetor de parâmetros desconhecidos que indicam o impacto que cada insumo provoca no nível de produção.

Uma grande diferença desse tipo de metodologia para a DEA, por exemplo, é que esta baseia-se em mínima extrapolação, ao passo que aquela emprega princípios clássicos da estatística, mais notavelmente o princípio de máxima verossimilhança. Ou seja, é estimado o valor de $\hat{\beta}$ que se ajusta aos dados com maior probabilidade de ocorrência (BOGETOFT; OTTO, 2011).

$$f(x) = f(x; \beta) \quad (3.9)$$

Na especificação de $f(x)$, pode-se considerar que qualquer desvio da fronteira seja devido a ruídos, como um modelo de regressão tradicional. Pode-se, também, considerar os desvios como expressões de ineficiência, que seria o modelo de fronteira determinística. Por fim, é possível assumir que os desvios são causados tanto por ruídos estocásticos e como por ineficiência produtiva.

$$y = f(x; \beta) + v \quad (3.10)$$

$$y = f(x; \beta) - u \quad (3.11)$$

$$y = f(x; \beta) + v - u \quad (3.12)$$

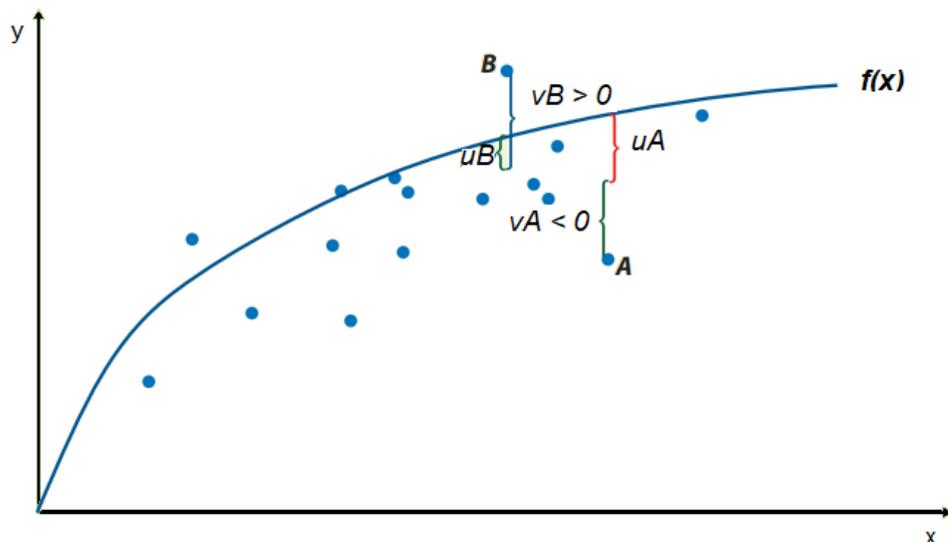
A Equação 3.10 é o modelo de regressão que considera apenas o ruído v como desvio. A Equação 3.11 considera apenas a ineficiência como desvio e é determinística. Já a Equação 3.12 é o modelo de fronteira estocástica que considera ambos os desvios. Observe-se que o termo $u \geq 0$ sempre fará com que o produto observado seja menor ou igual do que $f(x; \beta)$. Em contrapartida, o ruído estocástico v pode fazer com que o produto observado seja menor que $f(x; \beta)$, quando $v \leq 0$, ou maior, quando $v > 0$ (BOGETOFT; OTTO, 2011).

Com efeito, o modelo original envolve uma função de produção definida para dados de corte transversal, sendo que ela integra um termo de erro dividido em dois componentes. Um responsável por efeitos randômicos não controláveis por gestores e outro relacionado à ineficiência técnica.

$$Y_i = x_i \beta + (v_i - u_i) \quad (3.13)$$

Na Equação 3.13, Y_i é a produção da i -ésima firma, x_i é um vetor de insumos da i -ésima firma, β é um vetor $k + 1$ de parâmetros a serem estimados, v_i é o choque aleatório e u_i é o componente da eficiência. Aqui, $E[v_i, u_i] = 0$, onde os termos do erro não são correlacionados. Ademais, a distribuição de v_i é normal com média zero e variância σ_v^2 , ou $iid \sim N(0, \sigma_v^2)$, e a distribuição de u_i é normal truncada em zero e variância σ_u^2 , ou $iid \sim N^+(\mu, \sigma_u^2)$.

A partir da Figura 10 é possível observar o processo gerador descrito na equação anterior, no caso de um insumo (x) e um produto (y). A linha azul representa a fronteira de eficiência e os pontos são representativos das unidades produtoras. Tomando A como exemplo, percebe-se que esta se encontra aquém da fronteira porque apresenta um nível de ineficiência uA que faz com que a produção seja menor que o possível. Essa mesma unidade sofre também um choque aleatório negativo vA , que também reduz sua produção.

Figura 10 – Fronteira de produção - SFA

Fonte: adaptado de Boueri, Rocha e Rodopoulos (2015)

Se tomarmos B, pode-se observar que é uma das poucas unidades acima da fronteira. Isso acontece porque, apesar de parte dos desvios serem explicados por u_B , o choque randômico v_B é maior que zero e mais que compensa a ineficiência técnica. Com isso, a unidade B foi favorecida por um ruído estocástico positivo. Todavia, de acordo com Coelli et al. (2005), os produtos observados tendem se localizar abaixo da fronteira, pois é incomum que o ruído estatístico seja positivo e maior que u .

Considerando a versão multiplicativa e linearizada da Equação 3.13, a saber:

$$Y_i = \exp(\beta_0 + \beta_1 \ln x_i) \times \exp(v_i) \times \exp(-u_i) \quad (3.14)$$

É factível definir a equação de predição da eficiência individual, haja vista que a maior parte das análises de fronteira estocástica é direcionada para a mensuração da ineficiência produtiva. Pela Equação 3.15, a eficiência é mensurada como o quociente do *output* observado e da fronteira estocástica correspondente (produção possível). O valor flutua entre 0 e 1 e mensura a produção de uma firma relativa a uma produção eficiente utilizando o mesmo vetor de insumos (COELLI et al., 2005).

$$ET = \frac{Y_i}{\exp(x_i\beta + v_i)} = \frac{\exp(x_i\beta + v_i - u_i)}{\exp(x_i\beta + v_i)} = \exp(-u_i) \quad (3.15)$$

Finalmente, Battese e Coelli (1995) propõem um modelo de fronteira estocástica em que os efeitos da ineficiência (u_i) são expressos por uma função composta por um vetor de variáveis explanatórias específicas e um erro aleatório. Consequentemente, por ser uma regressão, a SFA pode incorporar variáveis ambientais diretamente no cálculo da função estocástica.

$$Y_i = x_i\beta + (v_i - u_i) \quad (3.16)$$

$$u_i = z_i\delta + w_i \quad (3.17)$$

Nas equações acima, v_i é assumido com distribuição $N(0, \sigma_v^2)$ e independente de u_i , que é composto por variáveis não negativas que são compreendidas como condicionantes da ineficiência produtiva e tem distribuição normal truncada $N^+(z_i\delta, \sigma_u^2)$. Assim, z_i é o vetor de variáveis explicativas, δ os parâmetros a serem estimados e w_i o termo do erro de u_i , caracterizado por uma distribuição normal truncada $N^+(0, \sigma_u^2)$.

3.2.1 Função distância hiperbólica e SFA

Segundo Lampe e Hilgers (2015), as funções de distância combinadas com métodos paramétricos e não-paramétricos têm se tornado cada vez mais utilizadas na literatura especializada. Semelhantemente ao caso da DEA, as funções de distância oferecem flexibilidade ao serem incorporadas na função estocástica da SFA, haja vista que as funções de produção originais foram concebidas segundo regressões clássicas. Sendo assim, limitam-se à definição de um produto gerado pela transformação de n insumos.

Com a implementação de funções distância, torna-se viável a avaliação das eficiências das unidades em um cenário de múltiplos insumos e produtos (COELLI et al., 2005; BOUERI; ROCHA; RODOPOULOS, 2015). De acordo com Rosano-Peña et al. (2018), as funções distância podem ser descritas de três formas: orientada aos produtos, aos insumos ou orientada simultaneamente a ambos.

Conforme discutido anteriormente, as duas primeiras não tornam factível o tratamento assimétrico entre produtos indesejáveis e desejáveis. A terceira forma pode ser expressa pela distância hiperbólica, pois esta permite otimizar a expansão dos produtos simultaneamente à redução dos insumos e produtos indesejáveis. Com efeito, a análise de fronteira estocástica com adição de função distância hiperbólica é uma forma adequada e robusta para representar o CPP em análises ecoeficiência.

A incorporação de função distância hiperbólica na SFA será utilizada, portanto, nesta dissertação e seguirá a descrição metodológica de Cuesta e Zofío (2005), Cuesta, Lovell e Zofío (2009) e Rosano-Peña et al. (2018). Mais especificamente, ela corresponde à definição de função distância hiperbólica intensificada presente no segundo desses três artigos, em que $D_h : \mathbb{R}_+^K \times \mathbb{R}_+^M \times \mathbb{R}_+^R \rightarrow \mathbb{R}_+ \cup \{+\infty\}$. Formalmente, a função distância hiperbólica pode ser descrita formalmente como:

$$\vec{D}_h(x, y, b) = \min\{\rho : (x\rho, y/\rho, \beta\rho) \in T\} \quad (3.18)$$

Nessa função, $0 < \rho \leq 1$ é a expansão do vetor de *outputs* desejáveis que minimiza concomitantemente o consumo dos insumos e os impactos ambientais do processo produtivo. Com isso, uma unidade é ecoeficiente se $\rho = 1$ e $\vec{D}_h(x, y, b) = 1$. De outra forma, se $\rho < 1$, a DMU é ecoineficiente e pode melhorar sua performance de acordo com ρ .

De forma similar às propriedades da função distância hiperbólica tradicional, essa função é decrescente em relação aos insumos e produtos ambientalmente indesejáveis e crescente em relação aos produtos desejáveis (CUESTA; LOVELL; ZOFÍO, 2009). Todavia, ela é intensificada porque satisfaz um grau mais inclusivo de quase homogeneidade, que é dado por $D_h(\mu^{-1}x, \mu y, \mu^{-1}b) = \mu D_h(x, y, b)$. Assim, essa função distância hiperbólica intensificada, que é a função distância escolhida para representar ecoeficiência no escopo dessa pesquisa, é homogênea de grau -1 em x e b e grau 1 em y (-1, 1, -1, 1). Isso significa que se os insumos e as externalidades ambientais forem reduzidos em uma proporção e os produtos incrementados na mesma proporção, a função cresce nessa mesma proporção (ROSANO-PEÑA et al., 2018).

Complementarmente, para computar a SFA, é necessário que a forma funcional seja flexível, detentora das características produtivas, linear nos parâmetros e de fácil mensuração (COELLI et al., 2005). Seleciona-se neste trabalho a forma transcendental logarítmica (translog), que é uma generalização da Cobb-Douglas. A vantagem é que a função translog supõe que existem efeitos de segunda ordem, e não apenas de primeira ordem, como na Cobb-Douglas (ROSANO-PEÑA et al., 2018).

Desse modo, ao passo que aquela permite calcular as elasticidades-trabalho e elasticidade-capital do produto, esta assume elasticidade constante dos fatores produtivos. Semelhantemente, o modelo translogarítmico também permite estimar a taxa marginal de substituição (TMgS) entre variáveis insumo e a taxa marginal de transformação (TMgT) entre produtos.

$$-k_1 \sum_{r=1}^R \frac{\partial D_h}{\partial x_r} x_r + k_2 \sum_{k=1}^K \frac{\partial D_h}{\partial y_k} y_k - k_3 \sum_{m=1}^M \frac{\partial D_h}{\partial b_m} b_m = k_4 F \quad (3.19)$$

O modelo paramétrico, então, para função distância hiperbólica (em que F representa a função distância) parte de uma função $D_h(x, y, b)$ que deve ser contínua e diferenciável, e satisfazer a Equação 3.19 para ser quase homogênea - $D_h(x, \mu y, \mu^{-1}b) = \mu D_h(x, y, b)$, $\mu \geq 0$. Isto posto, a incorporação de um modelo translog de função distância hiperbólica, conforme Cuesta, Lovell e Zofío (2009), pode ser inicialmente descrita em 2.20.

Nela, D_{hi} é o nível de ecoeficiência da i-ésima DMU; y_i representa o vetor de quantidades do *output* desejável; b_i é o vetor de quantidades do *output* ambiental indesejável; x_i caracteriza o vetor de quantidades de insumos consumidos; e os parâmetros τ , ϑ e ω designam a relação de separabilidade entre os fatores produtivos. Ainda, espera-se que os parâmetros cruzados de

segunda ordem estimados sejam iguais entre si ($\alpha_{kl} = \alpha_{lk}$, $\chi_{mn} = \chi_{nm}$ e $\beta_{rs} = \beta_{sr}$).

$$\begin{aligned} \ln D_{hi} = & \alpha_0 + \sum_{k=1}^K \alpha_k \ln y_{ki} + \frac{1}{2} \sum_{k=1}^K \sum_{l=1}^K \alpha_{kl} \ln y_{ki} \ln y_{li} + \sum_{m=1}^M \chi_m \ln b_{mi} + \\ & \frac{1}{2} \sum_{m=1}^M \sum_{n=1}^M \chi_{mn} \ln b_{mi} \ln b_{ni} + \sum_{r=1}^R \beta_r x_{ri} + \frac{1}{2} \sum_{r=1}^R \sum_{s=1}^R \beta_{rs} \ln x_{ri} \ln x_{si} + \\ & \sum_{k=1}^K \sum_{m=1}^M \tau_{km} \ln y_{ki} \ln b_{mi} + \sum_{k=1}^K \sum_{r=1}^R \vartheta_{kr} \ln y_{ki} \ln x_{ri} + \sum_{m=1}^M \sum_{r=1}^R \omega_{mr} \ln b_{mi} \ln x_{ri} \end{aligned} \quad (3.20)$$

Como o intuito é que a função paramétrica permita mensurar ecoeficiência hiperbólica, é necessário impor as condições de quase homogeneidade do teorema de Euler e dividir (2.20) por D_h (CUESTA; ZOFÍO, 2005). Assim, adotando a especificação logarítmica, obtém-se a Equação 3.21 para o caso hiperbólico de homogeneidade -1,1,-1,1:

$$\sum_{k=1}^K \frac{\partial \ln D_{hi}}{\partial \ln y_k} - \sum_{m=1}^M \frac{\partial \ln D_{hi}}{\partial \ln b_m} - \sum_{r=1}^R \frac{\partial \ln D_{hi}}{\partial \ln x_r} = 1 \quad (3.21)$$

Além disso, é possível obter as derivadas parciais relevantes para o caso translog da função hiperbólica, como expresso pelas seguintes expressões:

$$\frac{\partial \ln D_{hi}}{\partial \ln y_k} = \alpha_k + \sum_{l=1}^K \alpha_{kl} \ln y_l + \sum_{m=1}^M \tau_{km} \ln b_m + \sum_{r=1}^R \vartheta_{kr} \ln x_r \quad (3.22)$$

$$\frac{\partial \ln D_{hi}}{\partial \ln b_m} = \chi_m + \sum_{n=1}^M \chi_{mn} \ln b_n + \sum_{k=1}^K \tau_{km} \ln y_k + \sum_{r=1}^R \omega_{mr} \ln x_r \quad (3.23)$$

$$\frac{\partial \ln D_{hi}}{\partial \ln x_r} = \beta_r + \sum_{s=1}^R \beta_{rs} \ln x_s + \sum_{k=1}^K \vartheta_{kr} \ln y_k + \sum_{m=1}^M \omega_{mr} \ln b_m \quad (3.24)$$

Com efeito, as elasticidades em questão não são constantes e dependem da produtividade marginal dos fatores e da relação de complementaridade e substituição entre os parâmetros cruzados de segunda ordem (ROSANO-PEÑA et al., 2018). Entretanto, ainda é necessário impor as seguintes restrições de homogeneidade linear:

$$\sum_{k=1}^K \alpha_k - \sum_{m=1}^M \chi_m - \sum_{r=1}^R \beta_r = 1 \quad (3.25)$$

$$\sum_{k=1}^K \alpha_{kl} - \sum_{k=1}^K \tau_{km} - \sum_{k=1}^K \vartheta_{kr} = 0 \quad (3.26)$$

$$\sum_{r=1}^R \vartheta_{kr} - \sum_{r=1}^R \omega_{mr} - \sum_{r=1}^R \beta_{rs} = 0 \quad (3.27)$$

$$\sum_{m=1}^M \tau_{km} - \sum_{m=1}^M \chi_{mn} - \sum_{m=1}^M \omega_{mr} = 0 \quad (3.28)$$

Para impor esse conjunto de restrições ao modelo translog de distância hiperbólica, escolhe-se um produto desejável para normalização, de forma que $\mu = 1/y_l$ e $D_h(x/y_l, \frac{y}{y_l}, by_l) = \frac{D_h(x, y, b)}{y_l}$. Sendo assim, o modelo translog resultante passa a ser normalizado, como na Equação 3.29.

$$\begin{aligned} \ln D_{hi}/y_{li} = & \alpha_0 + \sum_{k=1}^{K-1} \alpha_k \ln y_{ki}^* + \frac{1}{2} \sum_{k=1}^{K-1} \sum_{l=1}^{K-1} \alpha_{kl} \ln y_{ki}^* \ln y_{li}^* + \sum_{m=1}^M \chi_m \ln b_{mi}^* + \\ & \frac{1}{2} \sum_{m=1}^M \sum_{n=1}^M \chi_{mn} \ln b_{mi}^* \ln b_{ni}^* + \sum_{r=1}^R \beta_r x_{ri}^* + \frac{1}{2} \sum_{r=1}^R \sum_{s=1}^R \beta_{rs} \ln x_{ri}^* \ln x_{si}^* + \\ & \sum_{k=1}^{K-1} \sum_{m=1}^M \tau_{km} \ln y_{ki}^* \ln b_{mi}^* + \sum_{k=1}^{K-1} \sum_{r=1}^R \vartheta_{kr} \ln y_{ki}^* \ln x_{ri}^* + \sum_{m=1}^M \sum_{r=1}^R \omega_{mr} \ln b_{mi}^* \ln x_{ri}^* \end{aligned} \quad (3.29)$$

Diferentemente de sua versão anterior, nessa equação $y_{li}^* = y_{li}/y_{li}$ e $b_{mi}^* = b_{mi}y_{li}$. Devido ao procedimento normalizador, y_{li}^* é igual a 1, o que implica que todos os termos envolvendo o *output* normalizador são nulos (CUESTA; LOVELL; ZOFÍO, 2009). Ademais, a função de distância hiperbólica translog definida neste percurso metodológico satisfaz as propriedades estabelecidas por Cuesta e Zofío (2005) e Cuesta, Lovell e Zofío (2009). Com isso, a função translog hiperbólica é quase homogênea, não decrescente nos produtos desejáveis, não crescente nos produtos indesejáveis e não crescente nos insumos.

Finalmente, a função distância hiperbólica translog pode ser resumida e implementada através do modelo de fronteira estocástica de Battese e Coelli (1995), que considera o termo do erro como composto entre choque aleatório e efeitos da ineficiência.

$$-\ln y_{li} = TL(y_i^*, b_i^*, x_i^*, \alpha, \chi, \beta, \tau, \vartheta, \omega) + v_i + u_i \quad (3.30)$$

Na Equação 3.30, v_i corresponde ao ruído estatístico, que inclui incertezas e eventos vantajosos ou desvantajosos fora do controle da DMU. Supõe-se que esse termo assume uma

distribuição normal com média zero e variância constante. Já u_i representa os fatores controlados pelos produtores que expressam a ineficiência individual de uma DMU, onde $-\ln D_{hi} = u_i$.

Equivalendo a $-\ln D_{hi}$, u_i assume uma distribuição truncada em zero, com média $z_i\tau$ e variância σ_u^2 (BATTESE; COELLI, 1995). Logo, $u_i = z_i\delta + w_i$, em que z_i é o vetor de variáveis explicativas da ineficiência e w_i é termo do erro de u_i , que assume distribuição normal truncada em $z_i\delta$, média zero e variância σ_u^2 .

Com base no modelo com variáveis ambientais, Coelli (1996) afirma que a mensuração dos efeitos exógenos em um estágio é mais apropriada que em dois estágios. O argumento é que o procedimento em dois estágios é inconsistente com o princípio de independência dos condicionantes da ineficiência nas duas estimações (COELLI, 1996). Logo, para calcular os parâmetros da fronteira concomitantemente à regressão dos efeitos de ineficiência, será utilizado o método de máxima verossimilhança.

A função de máxima verossimilhança e a análise de fronteira estocástica será operacionalizada através das rotinas do *software* Frontier 4.1, em que a MLE é obtida segundo um procedimento iterativo de otimização (COELLI, 1996). Com efeito, seguindo a parametrização de Battese e Coelli (1995), a MLE é expressa em termos da variância $\sigma^2 = \sigma_v^2 + \sigma_u^2$. Aqui, $\gamma = \sigma_u^2 / (\sigma_v^2 + \sigma_u^2)$, em que $\gamma = 1$ indica que os desvios da fronteira correspondem unicamente à ineficiência técnica. Por outro lado, $\gamma = 0$ expressa que todo desvio da fronteira deve-se a ruídos estocásticos.

Em consonância com o modelo clássico da SFA, o modelo preditivo da ecoeficiência para o modelo de distância hiperbólica translog para cada DMU é extraído por meio da Equação 3.31.

$$ET = \frac{\exp[TL(y_i^*, b_i^*, x_i^*, \alpha, \chi, \beta, \tau, \vartheta, \omega) + v_i + u_i]}{\exp[TL(y_i^*, b_i^*, x_i^*, \alpha, \chi, \beta, \tau, \vartheta, \omega) + v_i]} = \exp(-u_i) \quad (3.31)$$

Nesta, o nível de ecoeficiência se restringe entre 0 e 1, em que $ET = 1$ representa uma unidade ecoeficiente e $0 \leq ET < 1$ representa uma unidade ecoineficiente. Por exemplo, se o nível de ecoeficiência de um município for 0.6, isso redundaria que o produto desejável agropecuário poderia ser expandido em 66,6% (1/0,6) ao mesmo tempo que os insumos e o produto indesejável poderiam ser contraídos em 40%.

A partir da função de distância hiperbólica translog é possível computar as elasticidades parciais dos produtos desejáveis em relação aos produtos indesejáveis ou insumos. Contudo, de acordo com Rosano-Peña et al. (2018) existe um procedimento para facilitar os cálculos e permitir a interpretação direta dos parâmetros de primeira ordem (α, χ, β). Este consiste na normalização dos dados pela divisão de cada *input* e *output* por sua média geométrica. Assim, é possível calcular os seguintes indicadores do ponto médio: elasticidade dos produtos desejáveis em relação aos insumos, TMgS e TMgT.

A elasticidade parcial dos produtos desejáveis em relação aos insumos demonstra como

cada *output* é influenciado marginalmente por uma mudança no consumo dos *inputs* (ver Equação 3.32). No ponto médio, $x_r = y_k = 1$.

$$\epsilon_{y,x} = \frac{\partial y_k}{\partial x_r} \cdot \frac{x_r}{y_k} = \frac{\frac{\partial \ln D_h}{\partial \ln x_r}}{\frac{\partial \ln D_h}{\partial \ln y_k}} = \frac{\beta_r}{\alpha_k} \quad (3.32)$$

Isto posto, o presente trabalho analisará a ecoeficiência da produção agropecuária dos municípios do bioma Amazônia segundo um método não-paramétrico e um paramétrico. Inicialmente, pelo DEA-DDF e posteriormente pela SFA com função distância hiperbólica. Consequentemente, os resultados serão de ecoeficiência de ambos os métodos serão comparados, a fim de caracterizar empiricamente, no contexto brasileiro e dos municípios amazônicos, as vantagens, desvantagens e as possibilidades de conciliação entre cada uma das técnicas, conforme a discussão ensejada pela revisão da literatura.

Complementarmente, serão analisados também os fatores determinantes do desempenho econômico e ambiental do agronegócio no bioma amazônico. Com isso, pela análise de fronteira estocástica, será procedida a análise dos fatores condicionantes da ecoeficiência produtiva dos municípios, de forma a estimar em que medida os desvios da fronteira são ocasionados por ineficiência técnica dos produtores.

Por fim, ainda pela SFA, essa dissertação mensura também os preços-sombra da redução dos impactos ambientais e da área preservada em termos da receita agropecuária. Como subproduto dessa análise, serão estimados também os custos totais de redução das pressões ambientais e de preservação de áreas de proteção legal. A seguir, será brevemente discutido o percurso metodológico dessa última discussão.

3.2.2 Taxa marginal de substituição técnica e custo da conservação ambiental

Pela função de distância hiperbólica translog, segundo o procedimento de normalização das variáveis por suas respectivas médias geométricas, é possível computar as taxas marginais de substituição e as taxas marginais de transformação entre os insumos e entre os produtos. A TMgS representa a taxa de substituição entre dois insumos, isto é, quantas unidades de um tipo de insumo se pode reduzir com o aumento de uma unidade de outro tipo de insumo se mantendo constante o nível de produção da DMU. Ela é medida pela inclinação da reta tangente à fronteira de ecoeficiência e, aqui, $x_1 = x_2 = 1$, pois as variações ocorrem nas médias amostrais

(ver Equação 3.33).

$$TMgS = \frac{\frac{\partial x_2}{\partial x_1}}{\frac{\frac{\partial y_k}{\partial x_2} \cdot \frac{x_1}{y_k}}{\frac{\partial y_k}{\partial x_2} \cdot \frac{x_2}{y_k}}} = - \frac{\frac{\partial \ln D_h}{\partial \ln x_1}}{\frac{\partial \ln D_h}{\partial \ln x_2}} = - \frac{\beta_1}{\beta_2} \quad (3.33)$$

Já a TMgT é o custo de oportunidade de produção de um *output* em relação a outro, sendo expresso pela inclinação da curva de possibilidade de produção. Assim, pode ser medida pela relação entre dois produtos desejáveis ou entre um produto desejável e outro indesejado ambientalmente, em que, mantendo-se os insumos constantes, mensura-se quanto se deixa de produzir de um produto para produzir uma unidade a mais de outro. No agronegócio, a produção de bens primários comumente tem como contrapartida a criação de externalidades negativas ao meio-ambiente, que se materializa em impactos ambientais que pressionam os ecossistemas.

Desta forma, a redução desse *output* indesejável requereria um custo ou compensação (*trade-off*) por parte da unidade produtiva. Este é medido em termos do custo de oportunidade, ou preço-sombra, que é o valor em que um produto desejável deveria ser diminuído para reduzir impactos ambientais (FÄRE; GROSSKOPF; WEBER, 2006). Para estimar esse preço-sombra, que é a TMgT, pode-se calcular conforme Equação 3.34.

$$TMgT = \frac{\frac{\partial y_k}{\partial b_m} \cdot \frac{b_m}{y_k}}{\frac{\frac{\partial \ln D_h}{\partial \ln b_m}}{\frac{\partial \ln D_h}{\partial \ln y_k}}} = - \frac{\chi_m}{\alpha_k} \quad (3.34)$$

Em que $b_m = y_k = 1$. O valor da TMgT, com a utilização de dados de receita como produto desejável, pode ser definido como a receita que, no ponto médio, um município de comportamento ecoeficiente deve renunciar para reduzir os impactos ambientais marginalmente.

3.3 Variáveis de pesquisa

Para analisar a ecoeficiência agropecuária dos 552 municípios do bioma Amazônia, a presente dissertação segmentou as variáveis de estudo em insumos e produtos clássicos, produtos ambientalmente desejáveis e produtos ambientalmente indesejáveis.

Além disso, como parte da análise dos fatores determinantes da ecoeficiência do agronegócio nesse bioma, foram incluídas também variáveis exógenas, que estão fora do controle dos produtores. A base de dados utilizada foi o Censo Agropecuário de 2017 e a Pesquisa Municipal Agrícola de 2017, ambos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Entre os insumos clássicos, cinco foram selecionados:

x_1 - Área dos estabelecimentos agropecuários utilizada com cultivo (lavouras temporárias e permanentes), em hectares (ha).

x_2 - Área dos estabelecimentos agropecuários utilizada com pastagens, em hectares (ha).

x_3 - Número de tratores, implementos e máquinas existentes nos estabelecimentos agropecuários.

x_4 - Despesas com insumos para produção vegetal e animal (adubos e corretivos, sementes, compra de animais, agrotóxicos, medicamentos, sal e ração, energia elétrica e etc.), em reais (R\$).

x_5 - Pessoal ocupado nos estabelecimentos agropecuários (assalariado e familiar).

Paralelamente, um produto clássico foi selecionado:

y_1 - Receita agropecuária (receita de vendas obtida com produtos vegetais e animais), em reais (R\$)

Entre as externalidades ambientais, uma variável foi escolhidas como externalidade positiva (y_2), produto ambiental desejável, e uma outra foi delimitada como externalidade negativa (y_b), produto ambiental indesejável:

y_2 - Área preservada: área de matas ou florestas naturais dos estabelecimentos agropecuários destinada à Preservação Permanente (APPs) ou Reserva Legal, em hectares (ha).

y_b - Índice de impacto na biodiversidade, que é calculado segundo índice de diversidade de Shannon (SHDI) pela expressão $b_{1i} = 1 / e^{SHDI_i}$, onde $SHDI_i = - \sum_{c=1}^C (s_{ci} \cdot \ln s_{ci})$ e $s_{ci} = \text{Área}_{ci} / \text{Área}_i$ (BELTRÁN-ESTEVE; GOMEZ-LIMON; PICAZO-TADEO, 2012).

Nesse cálculo, Área_{ci} representa o número de hectares que um estabelecimento i destina para um tipo de cultivo c . Logo, s_{ci} é a proporção da área total do estabelecimento dedicado a um determinado cultivo. Com efeito, esse índice considera o número de culturas de um estabelecimento e sua regularidade de distribuição. A pressão na biodiversidade pode assumir valores entre 0 e 1, em que o valor da unidade representa estabelecimentos que produzem apenas um tipo de cultura. Esse valor decresce e tende a zero conforme o número de produtos de um estabelecimento aumenta e a área de plantio é distribuída mais regularmente entre eles. Portanto, uma maior especialização produz efeitos negativos na fauna e flora circunvizinhas, capturados por um valor do indicador mais próximo a 1 (BELTRÁN-ESTEVE; GOMEZ-LIMON; PICAZO-TADEO, 2012).

Finalmente, o modelo escolhido para SFA requer a definição de variáveis explanatórias da ecoineficiência. Em consonância com a revisão da literatura realizada, oito foram delimitadas com base na literatura estudada e na disponibilidade dos dados:

Z_1 - Agricultura familiar: % da mão de obra familiar em relação ao total.

Z_2 - Associação à cooperativa: % dos estabelecimentos que são associados à cooperativa.

Z_3 - Assistência técnica: % dos estabelecimentos que receberam orientação técnica.

Z_4 - Escolaridade: % dos estabelecimentos em que o produtor sabe ler e escrever.

Z_5 - Terras próprias: % dos estabelecimentos em que o produtor é proprietário.

Z_6 - Sexo: % dos estabelecimentos em que o produtor principal é mulher.

Z_7 - Energia: % dos estabelecimentos que possuem acesso à energia elétrica.

Z_8 - Crédito: % dos estabelecimentos que obtiveram financiamento.

Z_9 - Mão de obra infantil: % do pessoal ocupado nos estabelecimentos com 14 anos ou menos.

A escolha dessas variáveis tem como intuito capturar tanto efeitos econômicos e como efeitos sociais que condicionam a ecoeficiência agropecuária da região, conforme os apontamentos da análise de revisão sistemática. Ademais, era intenção incluir 9 variáveis *dummy* referentes aos estados em que os municípios estão inseridos, de forma a levar em conta heterogeneidades espaciais que pudessem condicionar o desempenho econômico e ecológico desses municípios. Contudo, esse tipo de inclusão não se mostrou significativa estatisticamente para nenhum dos casos, possivelmente porque esta não seria uma representação metodológica adequada para mensurar processos espaciais. Seria necessário incluir técnicas de econometria espacial, e tal arcabouço está fora do escopo desse trabalho. Portanto, as variáveis exógenas descritas aqui são aquelas que melhor se adequaram ao modelo.

3.4 Tratamento de outliers

Outliers são firmas atípicas que se diferenciam em larga extensão das observações médias de uma amostra, podendo assim serem tratados de forma inadequada por modelos matemáticos e estatísticos. Em análises de fronteira estocástica, esses dados podem afetar a curva de produção estimada, mas são especialmente prejudiciais em modelos de análise envoltória de dados. Em DEA, por ser uma metodologia determinística, uma ênfase específica deve ser remetida a qualidade dos dados de entrada e saída, pois a observação de *outliers* pode expandir a fronteira e afetar severamente o desempenho estimado das outras unidades (BOGETOFT; OTTO, 2011).

Assim, por considerar as melhores práticas *benchmarks* para a definição da eficiência relativa das demais firmas, o comportamento dessas unidades extremadas pode penalizar o modelo como um todo, tornando-o mal ajustado. Nesse sentido, Bogetoft e Otto (2011) identificam três tipos que configurariam uma firma como *outlier*. Tendo em vista os dois principais, primeiramente, podem existir erros nos dados, principalmente considerando a natureza secundária destes em estudos aplicados. Nesse caso, se for possível as observações devem ser corrigidas, caso contrário devem ser eliminadas. Ou ainda que o *outlier* esteja inserido de forma correta, ele pode representar um valor muito atípico e pode necessitar ser removido.

Esse último caso é o mais complicado, pois esse valor pode igualmente representar uma nova tecnologia sendo inserida no conjunto de possibilidade de produção que, portanto, deveria ser absorvida pelas outras práticas. De outra forma, essas firmas constituem-se possivelmente em conjuntos de referências viáveis de serem analisados e replicados pelo resto da amostra (BOGETOFT; OTTO, 2011). Nessa dissertação, o critério mais simples, porém eficiente, de remoção de observações extremas foi a consideração dos municípios que não apresentaram atividade agropecuária relevante. Então, inicialmente, 2 DMUs com valores zerados das variáveis de área de cultivo e pastagens, bem como de receitas, foram retiradas.

O segundo critério trata-se de uma metodologia de identificação de grupos de *outliers*, o método de *data cloud* conforme Wilson (1993) e Bogetoft e Otto (2011), utilizada por ser uma técnica robusta de identificação de observações atípicas sem excluí-las arbitrariamente. Seja $X = (x^1, \dots, x^K)$ e $Y = (y^1, \dots, y^K)$ as matrizes de insumos e produtos $K \times m$ e $K \times n$ para K DMUs. A matriz combinada $[XY]$ contém todas as observações e pode ser compreendida como uma “nuvem” de pontos no espaço $\mathbb{R}_+^m \times \mathbb{R}_+^n$, em que cada ponto representa uma DMU (BOGETOFT; OTTO, 2011). Aqui, o volume da nuvem é proporcional ao determinante da matriz combinada $[XY]'[XY]$:

$$\text{Volume} \simeq \det(X, Y) \quad (3.35)$$

Com efeito, se é removida uma observação dos dados, o volume pode decrescer, e se esta redução for significativa, tem-se um indicativo que a DMU é um *outlier*. Sendo $\det^{(i)}$ o determinante após a remoção de uma firma i , a partir da razão entre o novo volume e o volume anterior à retirada, $R^i = \det^{(i)}/\det$ é possível fazer a identificação de valores atípicos. Se a DMU i for um *outlier*, D não irá mudar muito e R^i estará próximo a 1. Caso seja um, R^i será consideravelmente menor que 1 (BOGETOFT; OTTO, 2011). Para evitar considerações estocásticas sobre o valor de R^i , utilizou-se nessa pesquisa o procedimento gráfico de Bogetoft e Otto (2011).

Neste, se existe um grupo de *outliers* s e o pesquisador identifica-os por meio da remoção de r firmas, então para $r < s$ o valor de R ainda não será pequeno o suficiente e ainda haverão *outliers* na base de dados. Entretanto, para $r > s$, tem-se um R pequeno, em que todos os *outliers*

foram retirados. Procura-se, então, por pequenos valores isolados, ou, colocando em escala e transformando em logarítmico, 0 deve estar isolado de outros valores $\log(\frac{R^{(r)}}{R_{\min}})$. Assim, o método gráfico pode ser considerando ao se representar os pares ordenados $(r, \log(\frac{R^{(r)}}{R_{\min}}))$, em que r é o número de DMUs removidas. Procura-se, portanto, por pontos isolados e distantes de zero, em que r indica r outliers.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesse capítulo de apresentação e discussão dos resultados, inicialmente será descrita a análise e tratamento dos *outliers* observados na pesquisa, seguida da avaliação da estatística descritiva das variáveis endógenas do modelo, a fim de visualizar possíveis padrões a serem explorados na análise de ecoeficiência. Nesta, por fim, procede-se com a análise dos resultados partir dos dois modelos propostos, DEA-DDF e SFA-HDF, bem como a adjacente discussão dos custos de conservação ambiental ensejada pelo segundo modelo.

4.1 Remoção de outliers

Para implementar o método descrito para tratamento de *outliers*, foi utilizada a rotina de detecção de *outliers* de Wilson (2008), por meio do pacote FEAR versão 3.0 da linguagem de programação estatística R. Com isso, a Tabela 4 apresenta a análise das remoções com base nos valores mínimos de $R^{(r)}$ para cada grupo r de DMUs removidas, em um máximo de 15. Desta forma, $r = 1$ demonstra que ao remover a DMU 21 da base de dados, tem-se que $R^{(1)} = 0,487$, assim como $r = 2$ indica que a remoção das DMUs 21 e 281 resulta em $R^{(2)} = 0,231$, e assim sucessivamente.

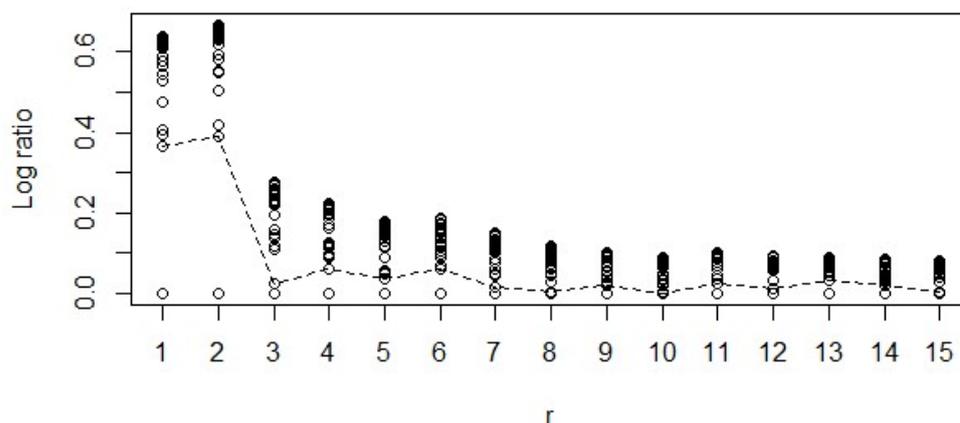
Tabela 4 – As r DMUs removidas com base no mínimo valor de $R^{(r)}$

r																$R^{(r)}$
1	21															0,48
2	281	21														0,23
3	281	270	21													0,16
4	281	540	270	21												0,11
5	511	281	540	270	21											0,08
6	511	472	281	540	270	21										0,06
7	531	511	472	281	540	270	21									0,04
8	531	511	472	183	281	540	270	21								0,03
9	261	531	511	472	183	281	540	270	21							0,03
10	289	261	531	259	511	472	281	540	270	21						0,02
11	289	261	531	259	511	472	183	281	540	270	21					0,01
12	289	261	524	531	259	511	472	183	281	540	270	21				0,01
13	289	261	470	524	531	259	511	472	183	281	540	270	21			0,01
14	289	261	470	513	524	531	259	511	472	183	281	540	270	21		0,01
15	486	289	261	470	513	524	531	259	511	472	183	281	540	270	21	0,00

Fonte: elaboração própria.

Contudo, para analisar apropriadamente esses potenciais grupos de *outliers*, o gráfico da razão log pelo quantidade de DMUs r permite examinar melhor a relação dos valores mínimos de R e sua dependência em relação ao número de firmas removidas simultaneamente (BOGETOFT; OTTO, 2011). A Figura 11 apresenta os pares ordenados de r e da razão log de $R^{(r)}$ e R_{\min} , em que é factível identificar pontos destoantes, onde há uma lacuna entre os pontos acima de 0 e os pontos em zero, que indicam grupos de observações extremadas.

Figura 11 – Gráfico da razão log de $R^{(r)}$ e R_{\min} vs. r



Fonte: elaboração própria.

O grupo de *outliers* nítido em uma primeira visualização estão entre $r = 1$ e $r = 2$, correspondidas pelas DMUs 21 e 281, cujos valores mínimos são 0,487 e 0,231, respectivamente. Estas, em conjunção com as DMUs de $r = 4$ e $r = 6$, foram removidas, pois são pontos que representam *gaps* isolados em relação aos pontos normalizados em 0, totalizando em 6 unidades removidas. De fato, os valores mínimos de $R^{(r)}$ de $r = 6$ em diante já são significativamente pequenos, com reduções marginais menores, indicando que os *outliers* possíveis através dessa análise foram removidos ($r > s$).

Um terceiro critério empregado para identificar possíveis municípios *outliers* foi a DEA com supereficiência de Andersen e Petersen (1993), que permite ranquear as unidades eficientes com valores acima de 1, não mais censurados. Desta forma, em um modelo orientado aos insumos, os escores dessa versão DEA indicam em que medida uma DMU eficiente poderia expandir sua utilização dos recursos e ainda assim se manter na fronteira de melhores práticas. Com isso, tem-se um bom indicador para averiguar unidades que tenham um desempenho consideravelmente discrepante. Para verificar a lista dos municípios removidos discriminados pelas duas técnicas, ver a Tabela 5.

Tabela 5 – Municípios removidos

Município	UF	Método
Santa Luzia	RO	Supereficiência
Barcelos	AM	Supereficiência
Afuá	PA	Supereficiência
Anajás	PA	Supereficiência
Bagre	PA	Supereficiência
Breves	PA	Supereficiência
Currálinho	PA	Supereficiência
Marituba	PA	Supereficiência
Melgaço	PA	Supereficiência
Santa Izabel do Pará	PA	Supereficiência
Amapá	AP	Supereficiência
Ferreira Gomes	AP	Supereficiência
Aripuanã	MT	Supereficiência
Ipiranga	MT	Supereficiência
Reserva do Cabaçal	MT	Supereficiência
Juara	MT	Supereficiência
Querência	MT	Supereficiência
Santa Luzia D'Oeste	RO	<i>Data Cloud</i>
Tailândia	PA	<i>Data Cloud</i>
São Félix do Xingu	PA	<i>Data Cloud</i>
Campo Novo do Parecis	MT	<i>Data Cloud</i>
Nova Mutum	MT	<i>Data Cloud</i>
Sorriso	MT	<i>Data Cloud</i>

Fonte: elaboração própria.

A diferença desse modelo de supereficiência para a DEA tradicional é que as firmas da fronteira são excluídas e comparadas como combinações lineares na projeção às melhores práticas. Aqui, conforme discutido em Banker e Chang (2006) e Bogetoft e Otto (2011), essa técnica foi considerada para estabelecer uma faixa de corte de unidades com um índice de supereficiência atípico. São diversas as possibilidades, desde uma faixa de corte à utilização de múltiplas faixas quando se trabalha com vários modelos. Nessa dissertação foi considerado, de acordo com os resultados observados, que escores iguais ou acima de 3 seriam retirados.

Nesse procedimento, 17 municípios foram removidos, dos quais 50% registraram viabilidade de aumentarem seus recursos em mais de 500% e permanecerem na fronteira eficiente do modelo clássico. Contabilizando os três critérios, 25 municipalidades do bioma amazônico foram identificados como *outliers* que distorceriam a mensuração da ecoeficiência com DEA e SFA por serem valores significativamente extremados (seja para esquerda ou para a direita).

Dessa quantidade, 17 eram do Mato Grosso ou Pará, dois dos estados com maior número de municípios de maior receita agropecuária do bioma Amazônia.

4.2 Análise descritiva

Tendo sido feito o tratamento de *outliers*, é factível analisar as estatísticas descritivas dos insumos e produtos, bem como realizar uma análise exploratória inicial dos dados. Esse procedimento permite apresentar características preliminares dos dados em uma fase anterior à análise dos modelos, contribuindo para a geração de possíveis questionamentos a serem discutidos posteriormente.

A Tabela 6, nesse sentido, contém o registro da estatística descritiva para cada uma das variáveis relatadas na seção 3.3 do trabalho, oferecendo um panorama geral do agronegócio dos municípios amazônicos. De início, é possível já perceber que, mesmo após a remoção de valores atípicos, existem municípios com desempenhos distintos entre si para os insumos e produtos em questão. Por conseguinte, tendo em vista a área de lavouras, despesas com insumos e receita agropecuária como exemplo, a distância entre a média e a mediana, além do desvio padrão, confirmam a existência de perfis produtivos variados entre as municipalidades do bioma amazônico.

Tabela 6 – Estatística descritiva dos insumos e produtos

Variável	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
x_1 - Área (lavouras)	14.750	3.089	37.995,31	3	345.397
x_2 - Área (pastagens)	68.964	33.444	96.276,73	2	633.479
x_3 - Despesas (insumos)	63.985.000	24.284.000	119.878.500	259.000	1.000.792.000
x_4 - Máquinas	239,76	107	371,71	0,01	2.562
x_5 - Pessoal ocupado	4.418	3.296	4.263,46	304	48.246
y_1 - Receita agropecuária	92.332.000	34.849.000	170.118.500	173.000	1.446.671.000
y_2 - Área preservada	51.807	18.124	82.301,35	0	689.156
y_b - Biodiversidade	0,59	0,61	0,26	0,07	0,99

Fonte: elaboração própria.

Para área de lavouras, o grau de dispersão foi de quase 38 mil hectares, com municípios contendo em média 14.750 hectares de área para plantio, mas com um máximo observado de 345 mil hectares aproximadamente. Isso indica a coexistência de estabelecimentos agropecuários de escalas menores a maiores, reforçando a importância de analisar se municípios de maior volume de produção são mais produtivos que aqueles de menor produção. De forma similar, as variáveis de despesas e receitas apontam um padrão mais heterogêneo nesse sentido, pois o grau

de variação de 119 e 170 milhões de reais, respectivamente, expõe que entre os municípios da região analisadas, existem aqueles tanto fundados em agricultura familiar como em agricultura voltada para exportação em grandes volumes, mais especializadas e tendendo a monocultura.

Isto posto, torna-se relevante analisar e mensurar em que medida esses distintos padrões produtivos são representados nas análises de ecoeficiência. Com isso, avaliar se um perfil ecoeficiente é caracterizado por firmas que possuem um maior volume de produção ou que se caracterizam e se definem como agricultura familiar é um prisma a ser explorado, pois parte-se do princípio que municípios com receita mais considerável tendem a gerar maior pressão ambiental, ou preservar menos. Tal análise pode indicar também o nível de influência da variável agricultura familiar na formação de um município ecoeficiente pelos modelos.

Ademais, essa primeira análise enseja uma representação desses dados municipais agregados por unidade federativa, de forma a perceber a possíveis padrões entre os 9 estados em que as regiões avaliadas estão inseridas. Por isso, a Tabela 7 condensa os dados médios dos insumos e produtos agrupados por estado, que permite destrinchar, por meio desse nível agregador, o resultado médio de um município da amazônia em cada uma das variáveis.

Tabela 7 – Média dos insumos e produtos por estado

UF	DMUs	Área (lavouras)	Área (pastagens)	Despesas (insumos)	Máquinas	Pessoal ocupado	Receita agropecuária	Área preservada	Biodiversidade
AC	22	3.683,09	66.999,18	31.113,59	125,77	5.750,64	41.225,95	90.126,82	0,75
AM	60	3.515,43	13.219,08	12.819,63	46,73	5.224,93	18.947,47	25.526,57	0,38
AP	14	4.432,14	3.341,21	7.335,71	32,57	2.049,00	14.290,00	35.550,79	0,36
MA	110	2.871,13	24.605,20	16.644,32	54,52	2.997,08	20.353,31	7.744,30	0,62
MT	84	58.896,51	141.541,95	219.791,94	761,75	3.030,19	310.275,20	133.292,51	0,57
PA	132	11.001,25	84.535,92	45.218,46	193,17	6.693,20	74.183,91	54.414,98	0,57
RO	51	8.679,18	113.679,51	84.473,16	319,73	5.247,02	119.263,53	41.335,94	0,76
RR	15	7.115,27	30.078,47	29.926,60	159,07	4.471,33	39.616,33	71.887,87	0,53
TO	40	4.235,68	52.387,50	30.209,88	159,90	1.542,18	43.408,73	23.111,78	0,82

Fonte: elaboração própria.

Conforme mencionado na seção 4.1, os municípios do Mato Grosso são os que tem desempenho mais notável em termos de receita gerada e os que tem maior disposição de fatores produtivos. Pelas entradas, a área média de lavouras de um município do bioma amazônia localizado nesse estado é de 58.896,51 hectares, significativamente maior que esse valor para os outros oito estados. Essa discrepância é menor para área dedicada ao pasto, mas ainda sim é perceptível a diferença de escala produtiva, mais evidenciada ainda quando se visualiza o nível de despesas com insumos para produção e a receita agropecuária obtida com vendas. Estas, mais de dez vezes superiores quando comparadas ao desempenho médio de municipalidades de outras UFs, podem indicar que a eficiência econômica dessas unidades é maior que as demais, ou que

existe um subaproveitamento dos fatores e produção aquém do possível.

Um outro apontamento interessante é que as municipalidades do Mato Grosso são as que têm a melhor média de número de máquinas, principalmente quando esta é considerada em relação a quantidade de pessoal ocupado com produção, que é a mais alta da amostra. Tal fato corrobora com o nível alto de produção desses estabelecimentos, pois tratam-se de grandes cadeias agropecuárias mecanizadas e especializadas (IBGE, 2019).

Contudo, essa mesma análise a ser feita com os indicadores de ecoeficiência, pelo prisma econômico, também enseja a contrapartida ambiental em relação aos municípios mais atípicos, como do Mato Grosso, Rondônia e Pará. Pois, se apresentam indicadores econômicos maiores, podem ser mais ineficientes na minimização de impactos ambientais ocasionados pela atividade agropecuária. Logo, assim como há possibilidade dos municípios amazônicos desses estados serem os mais produtivos, igualmente há a expectativa de serem os maiores fomentadores de pressões ambientais pelas externalidades em análise do modelo.

Considerando a externalidade negativa, as unidades produtivas dos municípios das regiões do Pará e Rondônia estão entre os que tem o pior resultado médio, mais próximo à unidade (0,57 e 0,76 respectivamente), indicando que tem uma distribuição menos regular das terras entre distintos tipos de cultura. Além desses, as unidades agrícolas do Acre e Tocantins também apresentaram um índice médio de *Shannon* que indica presença mais forte de monoculturas (0,75 e 0,82 respectivamente). Positivamente, os municípios do Amazonas e Amapá obtiveram, em média, um índice de biodiversidade baixo, de 0,38 e 0,36, o que demonstra menor pressão ambiental gerada em termos de redução da biodiversidade.

Para a externalidade positiva, de área preservada, as unidades federativas com índice médio menos expressivo de *Shannon* são as que possuem melhor razão entre área preservada e área produtiva (área de lavouras somada com área de pastagens). Em contrapartida, apesar de terem um número médio de área preservada mais alto, os estados de MT, PA e RR, quando visualizados de forma relativa e tendo em vista a proporção em relação a área produtiva, essas municipalidades são as que menos retém APPs e área de reserva legal intactas. Com efeito, torna-se relevante avaliar se os municípios que menos degradam o meio ambiente são aqueles que são os mais ecoeficientes, ou se essa eficiência ambiental tem um custo econômico consideravelmente penalizador para esses casos.

Similarmente, o modelo DEA identificará se esses municípios de maior receita são factualmente os mais ecoineficientes, ou se o nível de produção de externalidades negativas e positivas para esses casos é ótimo. Evidentemente, o perfil ecoeficiente extraído das análises não-paramétricas e paramétricas será discutido a partir dessa avaliação exploratória, a fim de confirmar padrões e estipular possíveis melhoramentos econômicos e ambientais para as unidades examinadas em seu contexto regional. Por fim, a possibilidade de reduzir as externalidades negativas e fomentar as externalidades positivas sem deteriorar o desempenho econômico das unidades

é uma das análises a ser conduzida através dos modelos, pois, assim, essa discussão inicial será explorada segundo a viabilidade de conciliação entre eficiência econômica e ambiental.

4.3 Ecoeficiência: DEA-DDF

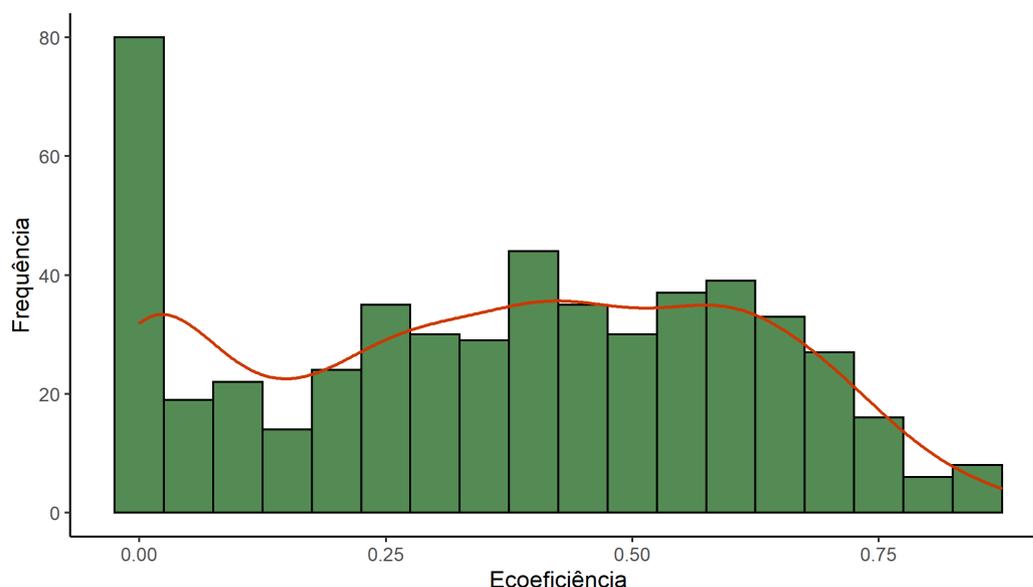
4.3.1 Análise dos escores de ecoeficiência

Para essa primeira análise não-paramétrica, foi utilizado o pacote *deaR* para a linguagem de programação estatística R (versão 4.0). Os resultados iniciais de ecoeficiência com DEA-DDF serão apresentados inicialmente a nível municipal e estadual, e posteriormente de acordo com as regiões geográficas imediatas (RGI)¹. Em um último momento serão analisadas as metas factíveis de melhoria para os insumos e produtos clássicos e para as externalidades ambientais.

A ecoeficiência média da agropecuária amazônica é de 0,36 ($\bar{\beta} = 0,36$), valor que indica que os municípios inseridos neste bioma poderiam reduzir o consumo dos insumos e o impacto na biodiversidade, que é a pressão ambiental do modelo, em 36%, simultaneamente à expansão dos produtos desejáveis nessa mesma proporção. Esse resultado já é expressivo, pois tanto demonstra a possibilidade de melhorias não exclusivas no desempenho econômico-ecológico do agronegócio da região, como pode ser um apontamento importante para políticas públicas atuarem na melhoria da gestão da agropecuária na Amazônia e na conservação do meio ambiente. A conciliação, portanto, entre objetivos de redução das pressões ambientais, expansão das áreas preservadas e objetivos econômicos é viável para os municípios ecoineficientes em questão.

Com relação à distribuição dos escores de ecoeficiência pela amostra, a Figura 12 apresenta a frequência absoluta dos indicadores a partir de intervalos de 0,05 e sua respectiva densidade, que representa a probabilidade de observar níveis de ecoeficiência entre os valores mensurados. Assim, é possível perceber que houve uma quantidade significativa de municípios com ecoeficiência entre $\beta = 0$ e $\beta = 0,05$, em uma proporção de 15% de todos os casos (79). Adicionalmente, a distribuição também explicita que uma grande parte das municipalidades obtiveram um desempenho econômico-ecológico moderado ou ruim (entre $\beta = 0,35$ e $\beta = 0,65$).

¹ RGIs são divisões territoriais que têm na rede urbana o seu principal elemento de referência. Essas regiões são estruturas a partir de centros urbanos próximos para a satisfação das necessidades imediatas das populações. Correspondem à denominação de unidades microrregionais do IBGE (IBGE, 2017).

Figura 12 – Distribuição dos indicadores de ecoeficiência

Fonte: elaboração própria.

Para melhor elucidar a distribuição desses escores, serão considerados os quartis de ecoeficiência, classificando os grupos de ecoeficiência segundo esses intervalos após separar aqueles que são ecoeficientes. O primeiro quartil representa os municípios de ecoineficiência baixa ($0 < \beta \leq 0,16$), que contém 62 municípios amazônicos, ou 11,7% do total, cuja projeção média para a fronteira ecoeficiente, tendo em vista as melhores práticas, possibilitaria uma redução conjunta de 7,9% dos insumos utilizados para produção e do impacto na biodiversidade da Amazônia, conjuntamente com uma expansão da receita e da área preservada nesse mesmo valor (Tabela 8).

Tabela 8 – Grupos de ecoeficiência

Ecoeficiência	Quartil	Frequência	Projeção média
Ecoeficiente	$\beta = 0$	70	-
Ecoineficiência baixa	$0 < \beta \leq 0,16$	62	7,9%
Ecoineficiência moderada	$0,16 < \beta \leq 0,38$	132	28,2%
Ecoineficiência alta	$0,38 < \beta \leq 0,56$	132	47,4%
Ecoineficiência muito alta	$\beta > 0,56$	132	67,4%

Fonte: elaboração própria.

Para os outros quartis a frequência ($0,16 < \beta \leq 0,38$; $0,38 < \beta \leq 0,56$; $\beta > 0,56$) é a mesma (132), porém destaca-se o quantitativo significativo de municipalidades que apresentaram índices de ecoineficiência alta ou muito alta. Juntos, ambos os grupos acumulam 50% de todos os

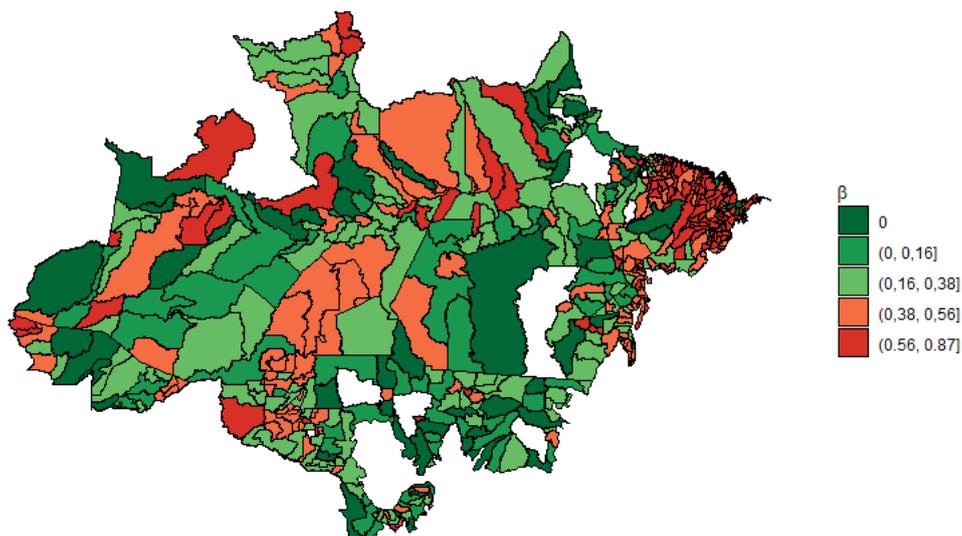
casos do universo estudado, sendo que o nível mais crítico possibilitaria uma redução potencial do impacto na biodiversidade em 67,4%, ao mesmo tempo em que seria possível incrementar a área preservada nesse valor. Tal fato demonstra que uma atenção maior em termos de políticas públicas deve ser fornecida aos estabelecimentos que pertencem a esses municípios, pois há uma margem considerável para melhorias oriundas de ineficiência técnica dos produtores, sem que haja necessidade de aporte de recursos adicionais dos produtores.

Nesse sentido, uma análise da distribuição espacial desses escores de ecoeficiência é ainda mais útil porque viabiliza descrever e visualizar os intervalos de ecoeficiência propostos a partir de sua localização geográfica, além de permitir a detecção de possíveis agrupamentos similares no que tange aos indicadores mensurados. Pela Figura 13, denota-se inicialmente que os 70 municípios ecoeficientes parecem estar distribuídos de forma mais aleatória ao longo da região amazônica, pois há a percepção de poucos agrupamentos de ecoeficiência.

Entre estes municípios, 22 estão presentes no estado do Mato Grosso, quantitativo que representa 30% do total dos casos ecoeficientes e indica que parte dos estabelecimentos desse estado tem desempenho econômico-ecológico superior na produção agropecuária amazônica. Além disso, expõe-se igualmente que o desempenho econômico em termos de eficiência técnica não só é bastante relevante na determinação das unidades ecoeficientes, mas também que a conciliação entre a minimização do impacto ambiental e manutenção de agricultura de alta produtividade é factível. Outras UFs que apresentam quantidades expressivas de unidades ecoeficientes são: Pará (17), Amazonas (9) e Maranhão (8).

Sendo assim, analisando a média da receita agropecuária, da área preservada e do índice de impacto na biodiversidade para esse grupo (70 municípios ecoeficientes), as duas primeiras são sensivelmente superiores à média de todo universo (219803,1 e 114046,4) e a terceira é ligeiramente inferior (0.52), o que demonstra a predominância de manutenção de agricultura de alta produtividade com níveis moderados de especialização de cultivo e maior grau de preservação de APPs e reserva permanente.

Figura 13 – Distribuição espacial da ecoeficiência



Fonte: elaboração própria.

Se para o grupo de municípios ecoeficientes não se visível a possível formação de *clusters* de desempenho similar, o mesmo não pode ser afirmado a respeito das outras categorias. Para ecoineficiência baixa (0-0,16), observa-se a formação de vários agrupamentos espalhados pelo território. Aqui, mais uma vez há o predomínio dos estados do Mato Grosso (33%), Pará (24%) e Amazonas (17%) em termos de número de municípios que se classificam nesse quartil. No grupo de municípios de ecoineficiência moderada, também foi possível levantar a hipótese de formação de *clusters* de eficiência de acordo com o espaço, ao mesmo tempo que a distribuição por entre os estados começa a se alterar, contemplando mais fortemente o estado de Rondônia.

Já para os níveis de ecoineficiência alta e muito alta essa alteração fica mais nítida ainda, pois essa tendência de agrupamentos começa a ser observada fortemente na região nordeste do mapa, onde ficam os estados de Tocantins e Maranhão, ao passo que a frequência de observações no Mato Grosso passa a decair consideravelmente. Ressalta-se principalmente que, entre os municípios de ecoineficiência muito alta, 50% se localizam no Maranhão. Isso pode ser explicado pelo fato de que essas municipalidades estão entre as que menos preservam matas e florestas, em média, e que tendem a ser mais especializadas, impactando mais na biodiversidade.

Entretanto, conforme constatado inicialmente na análise das municipalidades ecoeficientes, há um quantitativo desses casos presentes no Maranhão, e isso pode indicar que estes são *outliers* espaciais, isto é, que esses desempenhos são atípicos em relação à vizinhança geográfica. Isso pode gerar demandas para investigações posteriores que averiguem a hipótese de dependência espacial negativa da ecoeficiência na Amazônica, e também a possibilidade de efeitos de transbordamento dessa performance sustentável desses municípios para a maioria ecoineficiente

a sua volta.

Adicionalmente, esse apontamento de um desempenho econômico-ecológico significativamente negativo nessa UF enseja uma contrapartida futura em ações governamentais para garantir o cumprimento de níveis adequados de preservação de APPs e reserva legal, bem como para minimizar os impactos ambientais seguindo as melhores práticas observadas na fronteira.

Uma análise das estatísticas médias de ecoeficiência por estado confirma o que foi apresentado nessa discussão e apresenta outras evidências interessantes. Conjuntamente com Amapá e Acre, Mato Grosso se encontra no grupo das três UFs com melhor índice de ecoeficiência agropecuária (0,15; 0,28; e 0,18). Aqui, destaca-se o Amapá, pois a análise anterior de frequência por grupo não explicitou seu bom desempenho e isso pode ser explicado pelo número pequeno de municípios dessa região em relação ao total. Ademais, seu alto desempenho econômico-ecológico pode ser justificado pela elevada razão entre área preservada e área produtiva nesse estado e pela baixa estatística média do índice de Shannon, que reflete a presença mais forte de áreas de plantio regularmente distribuídas.

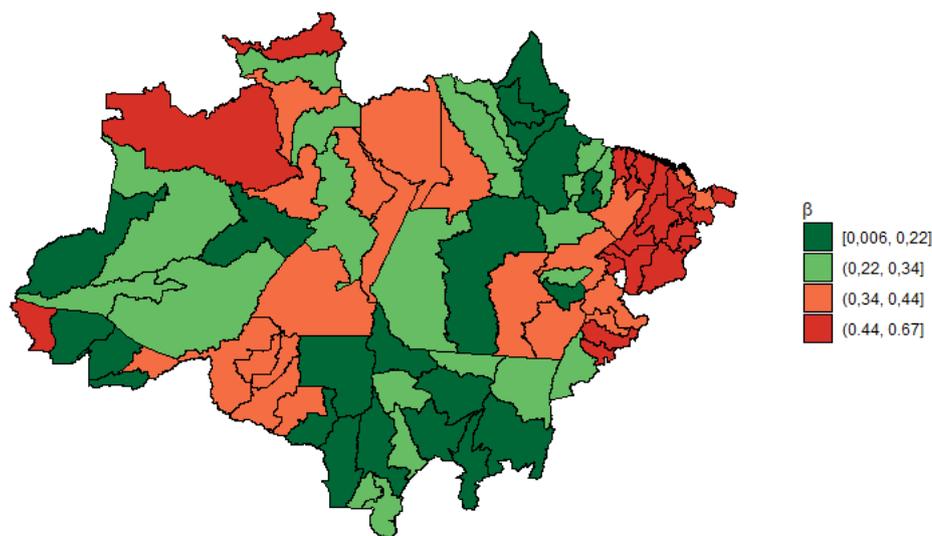
Entre os três piores estados estão Pará, Tocantins e Maranhão (0,36; 0,48; e 0,54), fato que reforça a discussão anterior propiciada pela distribuição desses indicadores no mapa da região. Assim, a UF do Pará apresenta, em média, desempenho econômico-ecológico moderado, e essa tendência é percebida na observação de que esse estado contém proporções relevantes de municípios seja entre os de maior ecoeficiência, seja entre os de menor ecoeficiência. Em outras palavras, esse estado é o mais heterogêneo, pois contém frequência relevante de unidades produtivas entre cada um dos intervalos de ecoeficiência propostos. Por outro lado, as referências negativas residem com os estados de Tocantins e do Maranhão, que apresentam as piores médias de ecoeficiência e a maior parcela de municípios entre aqueles com ecoineficiência alta e muito alta. Essa análise, portanto, confirma o pressuposto do modelo teórico e metodológico de que eficiência técnica é necessária para a manutenção de práticas agropecuárias sustentáveis, pois, entre aquelas unidades que foram menos produtivas, percebeu-se uma tendência de menor conservação ambiental e maior impacto na biodiversidade.

Por fim, uma última análise que os escores de ecoeficiência ensejam é a utilização das RGIs como nível de agregamento, pois permite considerações mais granuladas que ao se segmentar por Unidade da Federação. Desta forma, a Figura 14 apresenta, por quartis, a distribuição espacial dos escores de ecoeficiência pelas 84 regiões geográficas imediatas da Amazônia. Primeiramente, observa-se a concentração elevada de RGIs do primeiro quartil mais ao sul e também ao norte do mapa, correspondendo principalmente aos estados do Mato Grosso e Amapá. Nestes estão contidas as 3 regiões geográficas imediatas com maior nível de ecoeficiência média, a saber: Primavera do Leste (MT), Sorriso (MT) e Porto Grande (AP).

Com efeito, Primavera do Leste e Sorriso são RGIs caracterizadas por considerável desempenho econômico em termos de receita agropecuária em relação ao consumo de recursos,

que é contrabalanceado com bom nível de preservação de área de florestas e distribuição de culturas mais regular. Por outro lado, Porto Grande, ainda que não seja representada por uma agricultura tão produtiva quanto as anteriores em termos dos produtos econômicos e disposição de recursos financeiros e de terras, consegue ter baixo nível de ineficiência técnica dentro de sua realidade, tem êxito na manutenção de uma alta taxa de área preservada em relação a área produtiva e possui um baixíssimo grau de impacto na biodiversidade.

Figura 14 – Distribuição espacial da ecoeficiência por RGI



Fonte: elaboração própria.

Essas RGIs apontadas, então, acabam por representar dois padrões semelhantes que podem formatar um perfil de ecoeficiência para a amostra estudada. O primeiro, em que, comumente inseridas em RGIs do Mato Grosso e Amapá, se caracteriza por agricultura e pecuária mecanizadas e de alta produtividade com níveis moderados de preservação de matas e de geração de impacto ambiental. Já o segundo, em que as unidades mais ecoeficientes são caracterizadas por uma boa relação entre consumo de recursos e produção de receitas, que é balanceada com alta preservação do capital natural e baixos níveis de impacto à biodiversidade.

Tal padrão se mantém similar no segundo quartil, com adição mais expressiva de RGIs do Amazonas como Manaus, Lábrea, Tefé e Eirunepé, além de RGIs do Pará, como Cametá, Parauapebas, Tucuruí e Belém. Estas, seguem o padrão conforme explicitado pelas regiões imediatas do Mato Grosso e Amapá. Já no terceiro e quarto quartis, a inversão observada na distribuição dos escores por município é também notada, pois há uma forte concentração de RGIs de alta ecoineficiência em Tocantins e especialmente no Maranhão. Viana (MA), Bacabal (MA), Governador Nunes Freire (MA), Pedreiras (MA), Bragança (PA) e Araguaatins (TO) são as RGIs com maior média de ecoineficiência, todas com $\beta > 0,6$.

Por conseguinte, o perfil de ecoineficiência da agropecuária amazônica é marcado por baixa produtividade tendo em vista os recursos disponíveis e que, ao mesmo tempo, são regiões mais especializadas, que impactam mais na biodiversidade e que tem uma baixa razão área preservada e área produtiva. Tal apontamento é importante, pois há uma tendência observada de que os estabelecimentos que geram mais externalidade negativa, também são os que possuem menor quantidade de área preservada em APPs e reserva legal.

Adicionalmente, a análise por região geográfica imediata se demonstrou útil porque possibilita visualizar a ecoeficiência por um nível territorial mais agregado e permite atuações em políticas públicas mais centralizadas por regiões. Ao mesmo tempo, não omite padrões heterogêneos, como o caso do Pará, que contém tanto um alto número de RGIs e, consequentemente, municípios com baixa ecoineficiência, como contém um alto número de casos de alta ecoineficiência. Portanto, essa análise promove evidências a respeito de padrões espaciais mais agregados, como em formação de agrupamentos de ecoeficiência, sem perder a capacidade analítica e de detalhamento da análise a nível municipal.

Conclusivamente, para essa primeira subseção dos resultados de escores estimados via DEA-DDF, percebe-se que há uma lacuna significativa para melhora da ecoeficiência agropecuária Amazônica, com ênfase nos municípios à nordeste da região. Esses casos, assim como outros ao longo desse território, podem internalizar as boas práticas das unidades ecoeficientes ou de baixa ecoineficiência por meio da difusão dessas práticas produtivas. Uma importante limitação, contudo, dessas estimativas é que elas não consideram o efeito de choques randômicos e variáveis exógenas na formação dos escores, tratando os desvios da fronteira apenas como fruto de ecoineficiência. Alguns desses fatores elucidados pela elaboração de um perfil ecoeficiente, que podem apontar para fatores não controláveis pelos gestores, serão explorados em uma análise posterior com o método SFA-HDF.

4.3.2 Metas de melhorias

Uma outra análise que a DEA-DDF permite é extrair as projeções de cada variável para a fronteira ecoeficiente (aqui sem considerar as folgas da fronteira ecoeficiente - *slacks*). Com isso, pode-se considerá-las como metas de melhorias para redução dos insumos e da externalidade negativa e para expansão do produto desejável e da externalidade positiva. A Tabela 9, assim, contém as possibilidades de minimização e maximização para cada caso de acordo com as funções distância definidas e incorporadas no modelo DEA.

Um primeiro apontamento interessante se refere às distinções concernentes à possibilidade de redução das áreas de lavouras e pastagens. Para um município inserido no bioma da Amazônia, em média, seria viável reduzir sua área de cultivo em 3.072 hectares (20%) e aumentar sua ecoeficiência, ao passo que a redução de área de pastagens seria de 29.505 hectares (42%), bem acima do quantitativo para lavouras. No total acumulado, a soma de todos municípios, para

aquela, a contração seria de 1.622.069 contra 15.578.873 desta, o que reflete a condição menos produtiva da pecuária na região, de forma similar ao trabalho de Rosano-Peña et al. (2018). Além disso, em caso de necessidade de expansão de áreas de cultivo, esses dados demonstram a possibilidade de expandir a agricultura local por meio desse excedente de hectares reservados para pecuária, sem aumentar o desflorestamento da Amazônia.

Tabela 9 – Metas de melhorias para as variáveis

Variável	Média	Desvio Padrão	Total
x_1 - Área (lavouras)	3.072,10	5.942,04	1.622.069
x_2 - Área (pastagens)	29.505,44	45.576,22	15.578.873
x_3 - Despesas (insumos)	17.782.090	38.794.719	9.388.944.000
x_4 - Máquinas	74,87	113,12	38.534
x_5 - Pessoal ocupado	2.272,63	3.005,85	1.199.952
y_1 - Receita agropecuária	16.231.360	18.489.750	8.579.158.000
y_2 - Área preservada	9.428,92	10.935,40	4.978.471
y_b - Biodiversidade	0,22	0,18	-

Fonte: elaboração própria.

Para a variável despesas com insumos produtivos, a redução factível para as unidades ecoineficientes da amostra foi de R\$ 17.782.090,00 em média, que significa que um município da Amazônia poderia diminuir os gastos com processo produtivo em 27% para se tornar ecoeficiente. A economia total viável considerando todos os casos seria de mais de 9 bilhões de reais. De forma similar, a quantidade de máquinas e equipamentos em uma municipalidade média também está superestimada, pois a diminuição potencial aqui é de 30%. Esses resultados indicam que os produtores da região direcionam uma ênfase muito grande nos fatores de produção, fato que tem gerado desperdício de recursos e maior ineficiência técnica.

Pelo lado dos produtos do modelo, a expansão possível da receita com produtos vegetais e animais da agropecuária amazônica seria de R\$ 16.231.360 para um município em média, que representaria um aumento acima da ordem de 8 bilhões de reais totalizado para toda a amostra. Com efeito, não só há margem considerável para redução do consumo dos insumos, como também o incremento simultâneo das receitas tornariam o agronegócio desses municípios mais produtivo ao se melhorar apenas aspectos técnicos do processo produtivo.

Para as externalidades ambientais, os resultados indicam que o desempenho ecológico da agricultura e pecuária amazônica é ineficiente especialmente no que tange ao impacto na biodiversidade causado pela tendência de especialização produtiva na agricultura regional. Em termos de área de preservação permanente e de reserva legal preservadas nos estabelecimentos de cada município, foi observado que, ainda que se trate de um território crítico de recursos

naturais e de forte internacionalização, devido à centralidade da Amazônia para manutenção de serviços ecossistêmicos, o agronegócio das municipalidades desse bioma preservaram 18% abaixo daquilo que seria possível considerando as práticas ecoeficientes. O total possível de área preservada em hectares com florestas, sem que houvesse deterioração do desempenho produtivo, seria de mais de 4 milhões de hectares. Todavia, é importante ressaltar que esses valores são relativos e indicam melhorias marginais que não necessariamente representam o cumprimento da lei de preservação de APPs e Reserva Legal.

Entretanto, é com respeito à externalidade negativa que o efeito na eficiência ambiental é maior, pois o impacto do agronegócio na biodiversidade da Amazônia poderia ter sido 37% menor em média para valores do índice de Shannon de diversidade ecológica. Isso indica que a distribuição irregular de cultivo, que é característica de grandes monoculturas produtoras de grãos, tem impacto considerável na ecoeficiência agropecuária, sendo que uma distribuição mais regular não é incompatível com a maximização do desempenho econômico para esses casos. Nesse sentido, o perfil de ecoeficiência analisado anteriormente corrobora com isto, pois analisou-se que os municípios ecoeficientes apresentavam índices de Shannon mais amenizados.

Complementarmente, a fragmentação da análise anterior em metas de melhorias por estado e também por RGI pode fornecer evidências adicionais a respeito da distribuição desses dados por grupos territoriais. A Tabela 10, então, apresenta as estatísticas médias das contrações e incrementos possíveis para cada variável do modelo DEA-DDF. Para os insumos, a redução proporcional de área de pastagens foi maior naqueles estados que o nível de ecoineficiência média foi maior, o que demonstra novamente que a importância atribuída pelo modelo à essa variável na designação dos escores de ecoeficiência foi considerável. Assim, tomando como exemplo Tocantins e Mato Grosso, casos opostos no que tange aos escores de ecoeficiência de seus municípios, ainda que a contração absoluta sugerida para ambos seja similar, o primeiro detém uma quantidade significativamente maior desse fator em relação a toda sua área produtiva.

Tabela 10 – Metas de melhorias das variáveis por UF

UF	Área (lavouras)	Área (pastagens)	Despesas (insumos)	Máquinas	Pessoal ocupado	Receita agropecuária	Área preservada	Biodiversidade
AC	1.023	22.529	8.770.000	43,30	2.375	11.136.000	15.674	0,20
AM	1.335	6.414	3.353.000	18	2.908	4.316.000	6.371	0,12
AP	1.388	316	1.783.000	15,6	507	2.790.000	2.499	0,045
MA	1.769	16.532	9.858.000	29,7	2.252	9.731.000	3.772	0,343
MT	6.384	35.386	41.224.000	159	545	27.238.000	12.643	0,11
PA	3.852	43.734	14.737.000	72,7	3.514	15.749.000	10.709	0,20
RO	2.658	56.052	33.253.000	123	2.700	33.015.000	12.543	0,27
RR	2.530	9.423	10.070.000	76,7	2.392	11.840.000	18.328	0,17
TO	2.179	28.252	15.759.000	91,6	881	18.215.000	10.282	0,39

Fonte: elaboração própria.

Adicionalmente, um quadro similar ocorre com a externalidade ambiental negativa. Amapá, Amazonas e Mato Grosso retornaram estatísticas médias baixas para redução factível do impacto na biodiversidade ao mesmo tempo que obtiveram escores de ecoineficiência reduzidos para a maior parte de seus municípios. Por outro lado, entre os 9 estados, estes que contém as piores práticas em ecoeficiência agropecuária da região, Maranhão e Tocantins também retornaram as maiores contrações possíveis para índice de Shannon. Assim, tanto o desempenho econômico, com ênfase na área dedicada para pecuária, como a depleção ambiental ocasionada pela atividade agropecuária são variáveis que o modelo atribuiu maior peso na definição dos escores de ecoeficiência.

Complementarmente, os estados com maior redução proporcional viável dos insumos foram também aqueles com maior minimização possível do impacto ambiental gerado. Tal fato evidencia, assim como na análise dos escores, que ineficiência técnica da gestão da relação insumo e produto está atrelada a um baixo desempenho ambiental, ou seja, um município de práticas agropecuárias sustentáveis apresenta maior produtividade de seus fatores produtivos. A relação entre eficiência técnica e eficiência ambiental, portanto, não se caracteriza como antagônica a partir da análise da DEA-DDF, conforme as hipóteses mais comuns quando se discute sustentabilidade. O caso do Mato Grosso é elucidativo: seus municípios combinam agropecuária mecanizada de alta produtividade com índices de distribuição mais regular do cultivo e, por conseguinte, menor impacto na biodiversidade amazônica.

Entre as regiões geográficas imediatas de menor ecoineficiência média, Primavera do Leste (MT) apresenta metas reduzidas de contração e expansão de insumos, produtos e externalidades. Com efeito, para o impacto na biodiversidade, a redução desejada do indicador é de apenas 5,7%, para despesas com insumos esta proporção é de 0,6% e para expansão da receita e da área preservada é igualmente de 0,6% para ambos os casos. Todavia, o alto desempenho para essas

variáveis do modelo é contrastado com a possibilidade de redução de 45% da área de pastagens, demonstrando que, mesmo para RGIs de baixa ecoineficiência, distribuições acentuadas de área produtiva voltada para pecuária são penalizadas no modelo.

Outra RGI que retornou estatística média de ecoeficiência agropecuária consideravelmente reduzida, conforme já visto, foi Sorriso (MT). Aqui, ao contrário do padrão da amostra, a distribuição de terras produtivas se concentrou primordialmente em agricultura, com uma quantidade menor sendo reservada para pecuária. Com isso, a minimização proporcional média de pastagens para os municípios dessa RGI é de 3,2%, bem abaixo do valor para a amostra. Similarmente, a expansão da receita agropecuária que poderia ser atingida seria de 1,4%, além de também apenas 4,2% para área preservada e uma contração de 2,5% na externalidade ambiental negativa. Contudo, essas pequenas melhorias marginais não se observam de forma semelhante para despesas com insumos produtivos, cuja contenção factível está acima de 14 milhões de reais (22%). Isso demonstra que a análise de metas extraídas pelos escores de ecoeficiência individuais permite identificar gargalos inclusive em regiões de ecoineficiência mais reduzida.

Ademais, Porto Grande (AP) é outro exemplo de RGI cujo escore médio de ecoeficiência agropecuária é próximo a zero e que redundava em metas de melhorias de baixo valor proporcional para insumos, produtos e externalidades. A diferença, porém, é que esta representa um tipo de agricultura de menor escala e de baixo grau de mecanização, mas que consegue ter um desempenho econômico-ecológico alto combinando, dentro de suas possibilidades, baixos níveis de ineficiência técnica e impactos reduzidos na biodiversidade, assim como uma razão alta de área preservada com APPs e reserva legal em relação à sua área produtiva.

Isto posto, a análise das metas de melhorias é de considerável utilidade porque permite extrair dados singulares de redução e expansão para cada variável do modelo e dissecar o perfil de ecoeficiência de acordo com as alterações potenciais nos insumos, produtos e externalidades. Assim, foi possível perceber que a utilização de área de pastagens é menos produtiva do que a utilização de áreas para cultivo, pois a distribuição excessiva de terras para pecuária nos municípios amazônicos teve significativo impacto negativo na formação dos escores de ecoeficiência. Essa análise, portanto, permite que sejam estabelecidas políticas agrícolas e ambientais para a região que analisem não apenas os escores, mas também as variáveis mais relevantes do contexto.

4.4 Ecoeficiência: SFA-HDF

A análise da ecoeficiência agropecuária amazônica resultante da aplicação do modelo de fronteiras estocásticas com função distância hiperbólica seguirá uma agenda específica. Inicialmente será descrita a função translog utilizada para estimar ecoeficiência agropecuária para o contexto dessa pesquisa. Posteriormente serão apresentados os resultados dos testes de razão da verossimilhança (*Likelihood ratio tests - LR tests*) para comparar o modelo escolhido com outras possibilidades presentes na literatura. Em um terceiro momento serão detalhados os

parâmetros estimados da SFA-HDF, de forma a analisar a relevância das variáveis endógenas e exógenas e estimar as TMgS e TMgT entre insumos e produtos. Por último, serão discutidos os escores de ecoeficiência estimados pelo modelo.

Para essa análise de ecoeficiência com SFA-HDF, tanto para estimar os escores como para estimar os parâmetros da função distância translog, utilizou-se o pacote 'Frontier' para a linguagem de programação estatística R versão 4.0 (COELLI; HENNINGSEN, 2013). Este é baseado no software de mesmo nome desenvolvido pelo pesquisador Tim Coelli da Universidade de Queensland (COELLI, 1996).

4.4.1 Função translog para ecoeficiência agropecuária amazônica

A função translog para representar a ecoeficiência agropecuária dos municípios da Amazônia segue os procedimentos descritos no capítulo 3. Considerando o procedimento de normalização para impor as condições de quase homogeneidade ao modelo, a variável de receita foi dividida em receita com produtos animais (y_2) e receita com produtos vegetais (y_1), sendo que aquela escolhida como variável normalizadora. Nota-se também que a variável área preservada, então, passou a ser referenciada y_3 nessa análise. Assim, se priorizou a análise da receita agrícola e se impossibilitou a discussão do parâmetro, ao menos a partir da MLE, para a receita da pecuária, haja vista que tal procedimento torna nulo os termos da equação que contém a variável de normalização (CUESTA; LOVELL; ZOFÍO, 2009).

Adicionalmente, outro procedimento realizado antes das adequações das variáveis para a função translog, foi a divisão de todos insumos e produtos por suas respectivas médias geométricas. Isso evita problemas de convergência e torna direta a interpretação dos parâmetros de primeira ordem como elasticidades avaliadas nas médias amostrais (CUESTA; LOVELL; ZOFÍO, 2009). Finalmente, as variáveis de área de lavouras e área de pastagens foram agregadas em uma só (x_1 - área produtiva) para evitar problemas de multicolinearidade. Com isso, o modelo translog a ser estimado é descrito conforme a equação abaixo:

$$\begin{aligned}
 \ln y_2 = & \alpha_0 + \beta_1 \ln x_{1i}^* + \beta_2 \ln x_{2i}^* + \beta_3 \ln x_{3i}^* + \beta_4 \ln x_{4i}^* + \alpha_1 \ln y_{1i}^* + \alpha_3 \ln y_{3i}^* + \chi_1 \ln y_{bi}^* + \\
 & \frac{1}{2} \alpha_{11} (\ln y_{1i}^*)^2 + \alpha_{13} \ln y_{1i}^* \ln y_{3i}^* + \tau_{11} \ln y_{1i}^* \ln y_{bi}^* + \frac{1}{2} \alpha_{33} (\ln y_{3i}^*)^2 + \tau_{31} \ln y_{3i}^* \ln y_{bi}^* + \\
 & \frac{1}{2} \chi_{11} (\ln y_{bi}^*)^2 + \beta_{11} (\ln x_{1i}^*)^2 + \beta_{12} \ln x_{1i}^* \ln x_{2i}^* + \beta_{13} \ln x_{1i}^* \ln x_{3i}^* + \beta_{14} \ln x_{1i}^* \ln x_{4i}^* + \\
 & \frac{1}{2} \beta_{22} (\ln x_{2i}^*)^2 + \beta_{23} \ln x_{2i}^* \ln x_{3i}^* + \beta_{24} \ln x_{2i}^* \ln x_{4i}^* + \frac{1}{2} \beta_{33} (\ln x_{3i}^*)^2 + \beta_{34} \ln x_{3i}^* \ln x_{4i}^* + \\
 & \frac{1}{2} \beta_{44} (\ln x_{4i}^*)^2 + \vartheta_{11} \ln y_{1i}^* \ln x_{1i}^* + \vartheta_{12} \ln y_{1i}^* \ln x_{2i}^* + \vartheta_{13} \ln y_{1i}^* \ln x_{3i}^* + \vartheta_{14} \ln y_{1i}^* \ln x_{4i}^* + \\
 & \vartheta_{31} \ln y_{3i}^* \ln x_{1i}^* + \vartheta_{32} \ln y_{3i}^* \ln x_{2i}^* + \vartheta_{33} \ln y_{3i}^* \ln x_{3i}^* + \vartheta_{34} \ln y_{3i}^* \ln x_{4i}^* + \omega_{11} \ln y_{bi}^* \ln x_{1i}^* + \\
 & \omega_{12} \ln y_{bi}^* \ln x_{2i}^* + \omega_{13} \ln y_{bi}^* \ln x_{3i}^* + \omega_{14} \ln y_{bi}^* \ln x_{4i}^* + V_i + U_i
 \end{aligned} \tag{4.1}$$

Em que:

$$U_i = \delta_1 Z_{1i} + \delta_2 Z_{2i} + \delta_3 Z_{3i} + \delta_4 Z_{4i} + \delta_5 Z_{5i} + \delta_6 Z_{6i} + \delta_7 Z_{7i} + \delta_8 Z_{8i} + \delta_9 Z_{9i} + W_i \quad (4.2)$$

As variáveis exógenas Z_{ij} são aquelas descritas também no capítulo 2, especificamente na seção 2.3.

Para as variáveis endógenas, assume-se a correção dos indicadores de identificação de acordo com a contração das áreas de cultivo e de pastagens em área produtiva, e com a fragmentação da receita agropecuária em receita com produtos vegetais e receita com produtos animais. Por exemplo, se antes a variável de despesas com insumos produtivos era identificada como x_3 , aqui passa a ser identificada como x_2 . Se a variável de área preservada era identificada como y_2 , passa a ser indicada por y_3 .

Com efeito, o modelo descrito em (3.2) é um modelo de função distância translog hiperbólica com efeitos de ineficiência e sem restrições de separabilidade, que permite estimar a ecoeficiência agropecuária da Amazônia em um contexto de multi-produtos sem impor a nulidade dos parâmetros de segunda ordem.

4.4.2 Teste de razão da verossimilhança

Os testes estatísticos conduzidos nessa pesquisa foram de razão da verossimilhança generalizado (*LR test*) para verificar os efeitos de ineficiência relacionados ao termo u_i , à nulidade dos parâmetros de segunda ordem e à separabilidade entre *inputs* e *outputs*. Esse teste utiliza o cálculo do logaritmo da função verossimilhança no ponto máximo (LLF) de dois modelos, a saber, com restrição e sem restrição. De outra forma têm-se $LF(H_0)$ e $LF(H_1)$, em que H_0 é a hipótese nula e H_1 a hipótese alternativa, e se a primeira for verdadeira, os valores de ambas devem estar próximas de acordo com $LR = -2[LLF(H_0) - LLF(H_1)]$ (ROSANO-PEÑA et al., 2018).

O resultado desse teste é distribuído assintoticamente como uma chi-quadrado χ_g^2 com g graus de liberdade, equivalente ao número de restrições impostas ao modelo, e seu uso é justificado em casos de amostras que não são pequenas e que, portanto, não produzem resultados confiáveis a partir de testes t e F (COELLI et al., 2005). Com efeito, os três modelos aqui comparados são: (i) função distância translog hiperbólica com efeitos de ineficiência e sem restrições de separabilidade; (ii) função Cobb-Douglas hiperbólica com efeitos de ineficiência; e (iii) função distância translog hiperbólica com restrições de separabilidade.

Na Tabela 11 apresentam-se os resultados dos testes estatísticos conduzidos. Os três primeiros avaliam a significância estatística dos efeitos de ineficiência para os modelos e os dois últimos comparam os três modelos tendo como referência o modelo pretendido nessa pesquisa. Para os testes concernentes ao termo do erro U_i , os resultados apontam que a aplicação do método de SFA com com efeitos de ineficiência são estatisticamente válidos. Com isso, a estimação

desses modelos por máxima verossimilhança produz estimativas melhores do que análises de Mínimos Quadrados Ordinários (MQO), que mensuram fronteiras determinísticas sem considerar condições exógenas no nível de ineficiência técnica (COELLI; PERELMAN, 1999).

Tabela 11 – Resultados dos testes de razão verossimilhança

Modelo e H_0	$-2[\text{LLF}(H_0) - \text{LLF}(H_1)]$	$\chi^2_{0,05}$	Decisão
Modelo (i); $H_0 = \gamma = 0$	112,91	19,68	H_1
Modelo (ii); $H_0 = \gamma = 0$	84,68	19,68	H_1
Modelo (iii); $H_0 = \gamma = 0$	116,45	19,68	H_1
Modelo (i) vs. Modelo (ii) $H_0 = \alpha_{kl} = \chi_{mn} = \beta_{rs} = \delta_{km} = \vartheta_{kr} = \omega_{mr} = 0$	250,33	41,34	H_1
Modelo (i) vs. Modelo (iii) $H_0 = \delta_{km} = \vartheta_{kr} = \omega_{mr} = 0$	70,40	23,68	H_1

Fonte: elaboração própria.

Para a confrontação entre o modelo translog com função distância hiperbólica e a versão com função de produção Cobb-Douglas, a hipótese nula também foi refutada, indicando que a adição dos parâmetros de segunda ordem é significativa estatisticamente e que existem efeitos não constantes de substituição e complementação entre insumos e produtos. Ainda, de forma similar, para o último teste, que é de comparação entre o modelo intencionado e outra possibilidade com restrições de separabilidade entre *inputs* e *outputs*, a hipótese nula também foi rejeitada, reforçando que a utilização dessas restrições produz estimativas menos confiáveis. Por conseguinte, os testes de razão verossimilhança confirmaram a metodologia escolhida e descrita nessa dissertação para mensuração de uma fronteira de ecoeficiência agropecuária amazônica.

4.4.3 Análise dos parâmetros

Realizada a escolha do modelo, pode-se analisar os resultados das estimativas de máxima verossimilhança retornadas para os parâmetros especificados da função distância translog hiperbólica. A Tabela 12 apresenta esses dados tanto para os parâmetros de primeira ordem, que podem ser interpretados como as elasticidades da função distância com respeito a cada uma das variáveis, quanto para aqueles de segunda ordem, em conjunto com as suas respectivas significâncias estatísticas.

Um primeiro ponto importante de se observar é que os coeficientes do produto indesejável e dos insumos retornaram sinal negativo, de acordo com a expectativa de que qualquer incremento nessas variáveis aumenta o valor da função e diminui a ecoeficiência. Similarmente, o sinal positivo para os coeficientes dos produtos desejáveis aponta a diminuição da função estimada e o

aumento da ecoeficiência consequente de um incremento nos indicadores de receita agrícola e área preservada. Outro ponto relevante para a análise é que todos os parâmetros de primeira ordem evidenciaram significância estatística: com exceção do β_1 (área produtiva), que foi significativo a 90%, todos os outros obtiveram $p \leq 0,05$.

Tabela 12 – Parâmetros da função distância translog hiperbólica estimada

Parâmetro	Valor estimado	Erro padrão	z (estatística)	Parâmetro	Valor estimado	Erro padrão	z (estatística)
α_0	0,1656	0,0193	8,5703***	ϑ_{11}	-0,0265	0,0105	-2,5328**
α_1	0,0389	0,0064	6,0505***	ϑ_{12}	0,0252	0,0092	2,7384***
α_3	0,0565	0,0060	9,0344***	ϑ_{13}	-0,0026	0,0035	-0,7430
χ_1	-0,3135	0,0246	-12,7067***	ϑ_{14}	0,0042	0,0065	0,6496
β_1	-0,0296	0,0154	-1,9185*	ϑ_{31}	0,0059	0,0086	0,6849
β_2	-0,2086	0,0160	-13,0104***	ϑ_{32}	-0,0003	0,0103	-0,0264
β_3	-0,0597	0,0109	-5,4580***	ϑ_{33}	0,0054	0,0024	2,2233**
β_4	-0,0789	0,0098	-7,9390***	ϑ_{34}	-0,0010	0,0072	-0,1396
α_{11}	0,0127	0,0052	2,4196**	ω_{11}	0,0470	0,0266	1,7697*
α_{13}	0,0144	0,0052	2,7807***	ω_{12}	0,0345	0,0266	1,2971
τ_{11}	-0,0061	0,0145	-0,4233	ω_{13}	0,0025	0,0096	0,2640
α_{33}	-0,0002	0,0032	-0,0570	ω_{14}	0,0091	0,0179	0,5070
τ_{31}	-0,0047	0,0132	-0,3574	δ_1	1,6934	0,6053	2,7975***
α_{44}	-0,1641	0,0492	-3,3371***	δ_2	-0,4460	0,1915	-2,3296**
β_{11}	-0,0829	0,0239	-3,4736***	δ_3	0,0311	0,5992	0,0519
β_{12}	0,0266	0,0245	1,0887	δ_4	-0,4523	0,3064	-1,4765
β_{13}	-0,0049	0,0075	-0,6614	δ_5	0,7448	0,3289	2,2645**
β_{14}	0,0499	0,0150	3,3370***	δ_6	-0,7490	0,7406	-1,0114
β_{22}	-0,0156	0,0283	-0,5506	δ_7	0,7644	0,4077	1,8749*
β_{23}	-0,0013	0,0080	-0,1607	δ_8	-4,0362	1,5692	-2,5722**
β_{24}	-0,0368	0,0142	-2,5973***	δ_9	-0,1280	0,0985	-1,3005
β_{33}	-0,0072	0,0026	-2,7728***	σ^2	0,1061	0,0409	2,5916***
β_{34}	0,0149	0,0076	1,9639**	γ	0,9371	0,0259	36,1205***
β_{44}	-0,0487	0,0156	-3,1211***	LLF	305,3917		

Significância: '*': 0,1; '**': 0,05; '***': 0,01

Fonte: elaboração própria.

Esses resultados, além de atestarem que os parâmetros são significativamente diferentes de zero, reforçam empiricamente as propriedades da função distância translog hiperbólica estimada, isto é, de ser crescente nos produtos desejáveis e externalidade ambiental positiva, e decrescentes nos insumos e na externalidade ambiental negativa. A variável que teve maior impacto na ecoeficiência agropecuária da região foi o impacto na biodiversidade oriundo da especialização

produtiva ($\chi_1 = -0,31$), o que ressalta que a existência considerável de monoculturas gera contrapartidas ambientais que penalizam o desempenho econômico-ecológico desses municípios. Ademais, endossa-se a importância de analisar o agronegócio considerando a depleção ambiental decorrente, pois esta é relevante na constituição da produtividade dessa atividade na Amazônia.

Pelo lado dos produtos, a variável de maior impacto na ecoeficiência foi a de receitas com vendas da pecuária. Apesar de ter sido esta utilizada como índice normalizador na função translog e não ser viável estimá-la através da MLE, foi possível calculá-la através restrição de homogeneidade 2.25. Assim, $\alpha_2 = 0,87$ aponta para uma associação positiva entre a produção e renda advinda da pecuária e a ecoeficiência na região amazônica. Esse valor é consideravelmente distinto daquele estimado em Rosano-Peña et al. (2018), pois neste verificou-se uma importância maior da produção agrícola. Todavia, aqui não se sabe se esse valor tem significância estatística, devendo este, portanto, ser analisado como indício a ser explorado em outros estudos.

Outra variável que retornou um valor alto para seu coeficiente foi a de despesas com insumos produtivos ($\beta_2 = -0,20$). Com isso, o gasto com agrotóxicos, sementes, adubos, energia, medicamentos e etc., constou com grande impacto também na ecoeficiência da produção agropecuária das municipalidades. Por um lado, isso parece indicar que a utilização excessiva de agrotóxicos e adubos e fertilizantes no processo produtivo está pressionando o desempenho ambiental negativamente. Por outro, indica também que, na média, os municípios do bioma Amazônia estão desperdiçando recursos em termos financeiros, ou que o resultado econômico poderia ser alcançado com uma economia relevante de gastos. Logo, há deficiências de gestão no processo produtivo de produção agrícola e pecuária que necessitam de correções em termos de atingimento de maior eficiência técnica.

As demais variáveis endógenas apresentaram efeito mais contido no nível de ecoeficiência agropecuária da região ($\alpha_1, \alpha_3, \beta_1, \beta_3, \beta_4$). Em especial, esperava-se que a área preservada com APPs e Reserva Legal fosse mais relevante para o modelo, mas tal resultado pode se justificar pelo fato de que os municípios da amostra estão localizados entre estados que tem maior índice de preservação de florestas, até por conta do maior rigor da lei para a floresta amazônica. Semelhantemente, a receita agrícola não refletiu um impacto tão elevado na eficiência econômica, ao contrário da análise de Rosano-Peña et al. (2018). Isso demonstra que o gargalo maior seria na utilização de insumos para a produção. A variável de área produtiva também foi de um coeficiente menor relativamente, mas o agregamento de área de lavouras e área de pastagens pode ter obliterado um possível efeito negativo maior da utilização de pastagens.

Ainda analisando os parâmetros de primeira ordem, foi possível estimar as taxas marginais de técnicas de substituição e as taxas marginais técnicas de transformação, estas que podem ser interpretadas como o custo de oportunidade da degradação ambiental. Pelo lado dos insumos, a TMgST trabalho-terra = $\beta_4/\beta_1 = 2,66$ indica que para abrir mão de uma pessoa empregada, é necessário a compensação com 3 hectares de terras produtivas. Esse custo, em termos de despesas produtivas TMgS trabalho-despesas (= $\beta_4/\beta_2 = 0,37$) é de R\$ 378,23 aproximadamente. Esses

valores, além de refletirem a relevância maior da mão de obra em relação à terra, expressam a viabilidade econômica de se expandir o agronegócio amazônico com menor utilização de área de cultivo e, conseqüentemente, desmatando menos (ROSANO-PEÑA et al., 2018).

Adicionalmente, esses valores representam uma valorização da mão de obra utilizada no processo produtivo, haja vista que em Rosano-Peña et al. (2018), estudo que utilizou SFA-HDF para mensurar ecoeficiência agropecuária da Amazônia em 2006, essa relação foi de 4 pessoas adicionais para um hectare de terra. Outra taxa marginal de substituição relevante é a de mão de obra-capital, em que $\beta_4/\beta_3 = 1,30$ expressa um resultado diferente da expectativa inicial, pois um trabalhador aqui equivale a duas máquinas no processo produtivo agropecuário. Futuros estudos são necessários para investigar melhor esse resultado, mas este pode indicar a manutenção de mão de obra qualificada é premente para a ecoeficiência agropecuária da região.

Pelo lado dos produtos, a TMgT biodiversidade-receita agrícola ($= \chi_1/\alpha_1 = 8,059$), que caracteriza o custo de oportunidade de redução do impacto na biodiversidade em relação a receita agrícola, resulta que uma diminuição de 1% nesse indicador tem um custo de aproximadamente R\$ 8.059,00 em termos de receita agrícola. Trata-se de um valor consideravelmente elevado e que se explica pelo forte impacto que o nível de especialização produtiva tem na ecoeficiência agropecuária amazônica. Adicionalmente, a diminuição dos indicadores de Shannon por município envolveria a alteração do perfil produtivo dos estabelecimentos para contemplar a distribuição mais regular de suas culturas, e esse processo tende a ser bastante dispendioso, conforme observado.

Com efeito, a conservação da biodiversidade amazônica tem um custo econômico significativo para o produtor agrícola dessas municipalidades. Não apenas isso, esse valor estimado torna impraticável a operacionalização de instrumentos de política ambiental do tipo “comando e controle”, em que são estabelecidas metas fixas de redução da pressão ambiental, e enseja a implementação de instrumentos mais eficientes como tributos e subsídios ambientais, pois estes partem das curvas individuais de custos marginais de redução das pressões ambientais (CUESTA; LOVELL; ZOFÍO, 2009). Logo, o valor médio estimado nessa seção pode ser considerado um preço-sombra que serve de referência para futuros estudos e políticas públicas que tenham como intuito fornecer incentivos econômicos para conservação da diversidade ecológica na Amazônia.

Já a TMgT biodiversidade-receita pecuária ($\chi_1/\alpha_2 = 0,3603$), que caracteriza o custo de oportunidade de redução do impacto da biodiversidade em termos da receita da pecuária, expressa que a diminuição de 1% desse índice em um município ecoeficiente tem um custo médio aproximado de R\$ 360,30, valor que é sensivelmente inferior àquele estimado para produção da agricultura. Evidentemente, o peso maior da variável da pecuária explica essa diferença, e esses valores poderiam ser indícios de que a redução do impacto na biodiversidade é factível de ser fomentada via atividade pecuária. Por serem, porém, desprovidos de significado estatístico aparente, reforça-se a cautela ao interpretá-lo, tendo sido, por isso, o foco da análise precedente concentrado no custo de oportunidade de redução em termos da receita de vendas agrícola.

Por outro lado, a taxa marginal de transformação entre área preservada e receita agrícola reflete o valor econômico que o produtor rural incorre ao preservar 1 hectare de suas terras com área de Preservação Permanente e Reserva Legal. Desta forma, a razão dos coeficientes $\alpha_3/\alpha_1 = 1,45$ expressa que essa preservação marginal equivale, na média amostral, a cerca de R\$ 1.452,44 em termos da receita com venda de produtos agrícolas. Considerando que a preservação de matas e florestas gera externalidades positivas, esse valor indica a diferença entre o benefício marginal social e o privado gerados por essas ações (BERNARDO, 2017). De outra forma, refere-se ao incentivo econômico necessário para que os municípios realizem a manutenção e expansão dessas áreas.

Tendo em vista que o proprietário rural que conserva ambientalmente parte de sua propriedade gera uma série de serviços ambientais para a sociedade, esse valor estimado pode ser utilizado como referência para Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) (BERNARDO, 2017). Contudo, trata-se de um quantitativo considerável e que está bem acima da estimativa de Rosano-Peña et al. (2018), que foi de 175 reais por hectare preservado. Essa diferença pode ser justificada pela lacuna temporal de 11 anos entre o Censo Agropecuário de 2006, que foi utilizado naquele estudo, e o Censo Agropecuário de 2017, utilizado nesta dissertação. Assim, a contração da tendência do desmatamento da Amazônia na última década, conforme observado na introdução, pode ter pressionado os custos marginais de preservação de áreas para cima, pois quanto menor a depleção, maior é o custo marginal de contenção dos impactos (FIELD, 1997).

Outro conjunto de parâmetros de interpretação direta a serem analisados são os referentes às variáveis explicativas da ecoeficiência (δ). É importante ressaltar anteriormente que, como a regressão ocorre no termo do erro que é explicativo da ineficiência (U_i), um sinal negativo do parâmetro indica que a variável tem um efeito positivo na diminuição da ecoineficiência agropecuária, ao passo que um sinal positivo reflete que a variável incrementa a ecoineficiência estimada. Assim, das nove variáveis exógenas operacionalizadas no modelo, cinco foram significativas estatisticamente a pelo menos $p < 0,10$.

No que concerne às variáveis de escolaridade (δ_4), mão de obra infantil (δ_6) e existência de energia elétrica (δ_9), estas apresentaram sinal negativo de seu parâmetro. Isso indica que o grau de alfabetização dos produtores agropecuários, o percentual de pessoas abaixo dos 14 anos e a presença de energia nos estabelecimentos de cada município condiciona positivamente o desempenho sustentável do agronegócio da região. Contudo, como os parâmetros não foram estatisticamente distintos de zero, estes são apenas indícios que ensejam investigações posteriores de pesquisas futuras.

Considerando, então, as variáveis que apresentaram coeficientes significativos estatisticamente, o sinal negativo de δ_2 (terras próprias) evidencia que o produtor ser proprietário do estabelecimento agropecuário é um fator determinante que incrementa a ecoeficiência dos municípios amazônicos. Esse dado é relevante porque pode orientar e reforçar a implementação de políticas públicas que auxiliem o produtor rural a adquirir terras próprias, a fim de gerar

efeitos positivos na eficiência técnica agrícola e pecuária nessas municipalidades. Ainda, para a variável de sexo do produtor, o resultado positivo do parâmetro δ_5 indica que o produtor ser do sexo feminino é um fator determinante que eleva o nível de ecoineficiência mensurado. Com efeito, é necessário que se concretizem iniciativas de assistência técnica voltada especificamente para as mulheres, pois além ser um indício de uma possível lacuna de gênero existente, haveria efeitos positivos para o desempenho sustentável da Amazônia.

Complementarmente, a porcentagem de estabelecimentos que receberam orientação técnica, ao contrário do esperado, demonstrou ter um efeito consideravelmente negativo, isto é, de incrementação da ecoineficiência observada. Isso significaria que programas de assistência técnica, governamentais ou não, têm tido resultados contrários ao esperado em termos de eficiência econômica e ambiental do agronegócio amazônico. Como resultado adverso, esse deve ser analisado em estudos posteriores, seja para reforçar o observado aqui, seja para apresentar outras facetas desse problema que não são abordadas no escopo dessa dissertação.

Nesse sentido, a variável de mão de obra familiar também apresentou sinal positivo (δ_7), fato que evidencia que quanto maior a razão de familiares empregados no processo produtivo, maior tende a ser a ecoineficiência agropecuária do município. Esse resultado, ainda que represente apenas um aspecto da Lei nº 11.326 de 2006, pode justificar a ainda existente necessidade de profissionalização técnica da agricultura familiar, de forma a melhor inserir esses empreendimentos nas cadeias produtivas agropecuárias regionais (BRASIL, 2006)

Todavia, a variável que resultou em maior impacto na ecoeficiência agropecuária dos municípios da Amazônia foi de acesso à crédito ($\delta_8 = -4,03$). Com isso, a porcentagem de estabelecimentos que obtiveram financiamento agrícola demonstrou ser o mais relevante fator determinante do modelo de SFA-HDF, de forma que razões mais elevadas dessa variável incrementam significativamente a ecoeficiência de uma unidade territorial. Isto posto, esse resultado é de grande pertinência porque reforça a premência de programas governamentais de financiamento que garantam a correta utilização do crédito agrícola, a fim de que haja incentivos de melhoramento da eficiência técnica e sustentabilidade ambiental da agropecuária amazônica (CHANDIO et al., 2019).

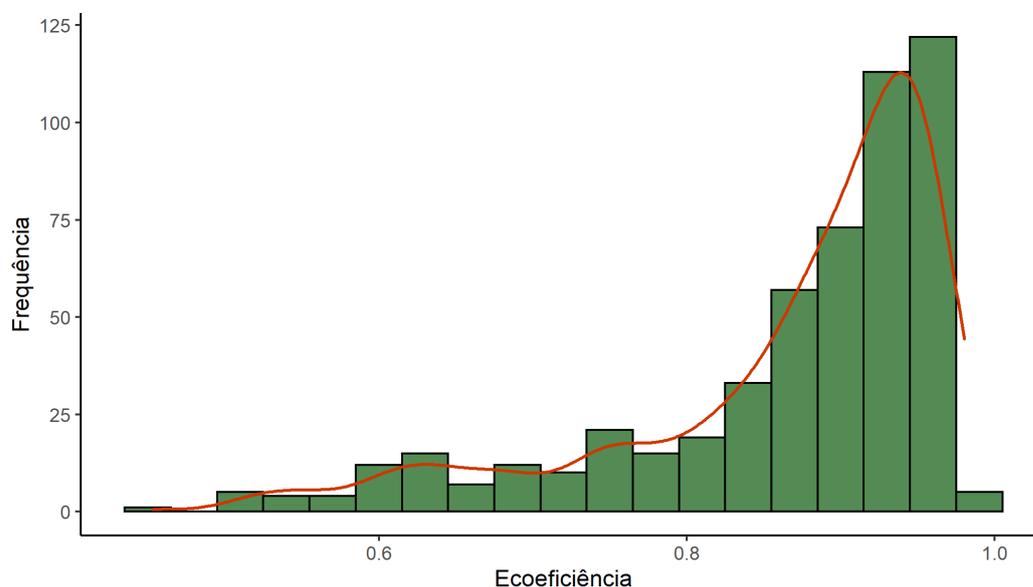
Por último nessa análise, o parâmetro $\gamma = 0,93$ explicita que as variações do erro composto ($\sigma^2 = 0,10$) são explicadas em sua maior parte pelo termo U_i . Com isso, para o modelo estimado de SFA-HDF, 93% dos desvios em relação à fronteira eficiente ocorreram por conta de ineficiência técnica (ou ecoineficiência aqui), e isso demonstra que futuras melhorias no nível de ecoeficiência agropecuária da Amazônia podem acontecer primariamente tendo em referência os aspectos técnicos do processo produtivo. Ruídos estocásticos foram responsáveis por aproximadamente 7% dos desvios da fronteira.

4.4.4 Análise dos escores de ecoeficiência

A análise dos resultados obtidos pela SFA-HDF também enseja a discussão dos escores de ecoeficiência dos municípios da região estudada. Estes são calculados de acordo com a distribuição condicional $E(U_i|\epsilon_i)$ do erro U_i em relação ao erro composto. A ecoeficiência média da agropecuária amazônica foi de 0,87 ($\rho = 0,87$), o que significa que os municípios localizados nesse bioma poderiam, simultaneamente, expandir os produtos e área preservada em 13,8% ($1/\rho$), e reduzir o impacto na biodiversidade e o consumo dos insumos em 12,2% ($1 - \rho$). Nesses percentuais, isso significaria uma economia média de R\$ 7.806.170,00 de despesas com insumos, uma expansão média de R\$ 12.741.816 das receitas e de 7.149 hectares de área preservada, além de uma redução média de 0,07 no índice de Shannon.

A distribuição desses escores entre as 528 unidades da amostra é caracterizada pela Figura 15. Nela, observa-se que há uma significativa concentração de casos quando $\rho \geq 0,8$, o que indica que a maioria dos municípios da Amazônia apresentaram baixa ecoineficiência, que é materializada nas possibilidades mais reduzidas de alteração relativa dos insumos, produtos, e externalidades ambientais. Com isso, a probabilidade de um município ter um escore acima de 80% é sensivelmente superior deste mesmo estar entre os outros grupos possíveis.

Figura 15 – Distribuição dos escores de ecoeficiência



Fonte: elaboração própria.

Nesse sentido, a Tabela 13 apresenta os quintis de ecoeficiência agropecuária para a amostra em questão. Por conveniência, o intervalo mais alto de escores foi considerado ecoeficiente, ainda que o modelo não apresente unidades com escore máximo por conta da existência de ruídos estocásticos. O grupo ecoeficiente, então, é caracterizado por municípios que registraram escores entre 0,94 e 0,98, onde a ecoeficiência média é de 95,9% e as mudanças

possíveis nas variáveis do modelo são de 4% aproximadamente em média. Estes representam 20% de todos os casos, mas, conforme se observa, essa distribuição é praticamente igual entre os grupos.

Tabela 13 – Grupos de ecoeficiência

Ecoeficiência	Quartil	Frequência	Projeção média
Ecoeficiente	$(0,94 < \rho \leq 0,98)$	106	4%
Ecoineficiência muito baixa	$(0,92 < \rho \leq 0,94)$	105	6,4%
Ecoineficiência baixa	$(0,88 < \rho \leq 0,92)$	106	9,6%
Ecoineficiência moderada	$(0,79 < \rho \leq 0,88)$	105	15%
Ecoineficiência moderada-alta	$(0,45 < \rho \leq 0,79)$	106	32,2%

Fonte: elaboração própria.

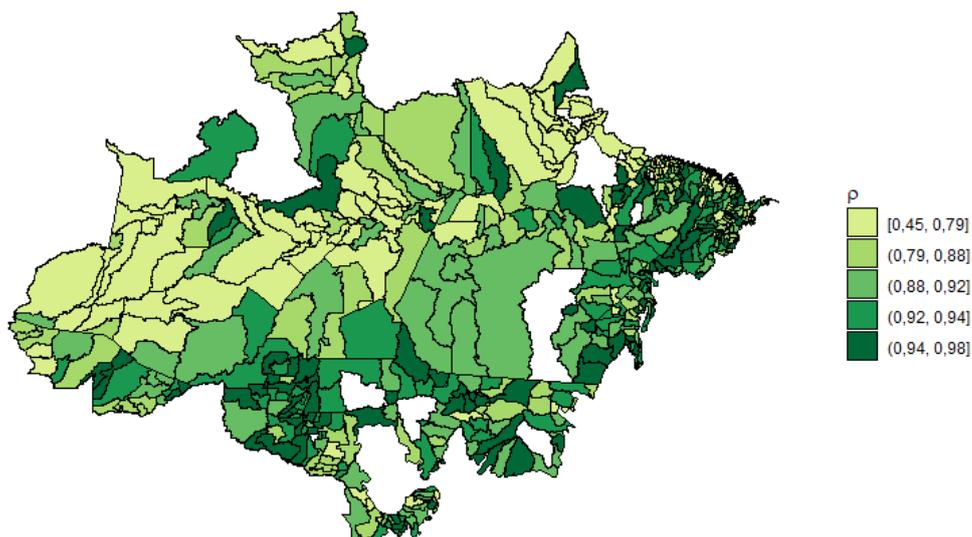
O segundo quintil, de ecoineficiência muito baixa, compreendeu os municípios de escores entre 0,92 e 0,94, com ecoeficiência média de 0,93, estando muito próximo ao primeiro grupo. O terceiro, por sua vez, abarcou aqueles entre 0,88 e 0,92, cuja ecoeficiência média foi de 0,90 e ainda apresentaram índices altos. Já o quarto quintil, de escore acima de 0,79 e menor ou igual a 0,88, apresentou ecoeficiência média de 0,85 e, portanto, mais próximos a média geral observada. Por fim, o último quintil foi o de maior intervalo de escores, entre 0,45 e 0,79, em que a ecoeficiência média foi de 67%. Com isso, justifica-se a adoção de rótulos diferentes em relação a análise com DEA, pois os índices estiveram mais concentrados entre valores mais próximos à unidade.

Essa maior observação de municipalidades com baixa ecoineficiência é patente, pois pela análise dos quintis é possível afirmar também que 60% da amostra obteve indicadores de desempenho econômico e ambiental estimado acima de 88%. Ou, de outra forma, 79% de todos os casos foi de unidades com desempenho acima de 79%, e tal fato confirma o que já tinha sido analisado inicialmente através do histograma de ecoeficiência: a análise de fronteira estocástica com função distância hiperbólica estimou que a ecoeficiência agropecuária da Amazônia é baixa e com poucas unidades discrepantes.

Isto posto, esse aglutinamento dos resultados de ecoeficiência se materializa em uma distribuição espacial mais homogênea, em que a percepção de distintos padrões territoriais é menos evidente. A Figura 16, então, apresenta essa distribuição, em que as cores mais escuras são predominantes por conta da frequência em que $\rho > 0,79$. Entre as unidades de maior ecoeficiência, denominado aqui de ecoeficientes, há uma concentração espacial mais acentuada à sudeste e à nordeste do mapa. Mais especificamente, entre os estados do Maranhão (22,6%), Rondônia (18,8%), Mato Grosso (19,8%) e Pará (17,9%) que se agrupam um percentual considerável desse quintil. Nisto, com a presença significativa de municípios do Pará e Mato Grosso, afirma-se a

importância do desempenho econômico na mensuração do desempenho sustentável da região por meio da fronteira estocástica, pois são localidades de agronegócio de alta produção.

Figura 16 – Distribuição espacial da ecoeficiência



Fonte: elaboração própria.

Sendo assim, esses municípios de menor ineficiência econômica e ambiental são aqueles que têm um quantitativo maior de máquinas e equipamentos nos estabelecimentos agrícolas, que se expressa também em termos relativos ao número de pessoas empregadas. Essa agricultura e pecuária mecanizada, conseqüentemente, é caracterizada por receitas mais volumosas, cuja média está em torno de R\$ 57.495.000,00 e R\$ 53.495.000,00 para produtos agrícolas dos casos ecoeficientes e de ecoineficiência muito baixa, respectivamente. Diametralmente, os municípios de ecoineficiência mais elevada, ainda que tenham índice de Shannon médio de 0,34, não correspondem com um desempenho econômico significativo.

Similarmente, a área preservada tende a ser maior para os grupos mais ecoeficientes, conjuntamente com a observação de razões brandas de área preservada em relação à área produtiva total. Contudo, quando essa razão foi demasiadamente alta, ou seja, com índices acima de 0,8, a ecoineficiência apresentou-se mais elevada, o que indica que essas unidades preservaram área de matas e florestas ao ponto em que o desempenho econômico foi penalizado. Conseqüentemente, para o quintil de ecoineficiência moderada-alta, esse quociente foi superior a 1.

Entre os municípios de ecoineficiência moderada-alta, portanto, há uma presença marcante do estado do Amazonas, com 32% das observações pertencentes a esse intervalo. Tal fato reforça a análise anterior de que os resultados da SFA-HDF refletem um perfil de ecoeficiência voltado para municípios de receitas elevadas, mecanizados e com taxas brandas de preservação

de APPs e Reserva Permanente. Ademais, o Pará também registrou uma parcela significativa de 28% das municipalidades presentes nesse grupo, o que reflete a heterogeneidade do desempenho econômico e ambiental existente nessa UF, pois há uma presença transversal deste tanto entre municípios de menor ecoeficiência como de maior ecoeficiência.

Um último aspecto dessa análise, que é similar ao que foi discutido na seção da DEA-DDF, é que a distribuição espacial da ecoeficiência agropecuária amazônica enseja a hipótese de não-estacionariedade espacial desses índices, seja por meio de *clusters* de desempenho ou por meio de municípios atípicos em relação a vizinhança. Contudo, são apenas indícios, pois seria necessário verificar essa possibilidade por meio de métodos específicos, como a estatística I de Moran e técnicas de econometria espacial, para examinar a hipótese de dependência espacial.

Por conseguinte, a análise dos indicadores de ecoeficiência estimados pela SFA-HDF indicou a existência de uma lacuna para melhorias no desempenho sustentável dos municípios da Amazônia, ainda que tenha sido reduzida. A distribuição desses resultados também evidenciou baixa variância e, conseqüentemente, uma tendência à homogeneidade concentrada em níveis de ecoeficiência acima de 80%. Com isso, refletiu-se o bom desempenho econômico e ecológico da agropecuária presente no bioma Amazônia em termos relativos, mas as características particulares discutidas tornaram menos profícua a análise de diferentes padrões presentes na amostra. Por isso, essa subseção se limitou a análise dos municípios contextualizados por seus estados.

4.5 DEA-DDF vs. SFA-HDF: uma comparação empírica

Tendo sido discutidos os resultados estimados pela DEA-DDF e SFA-HDF nas duas últimas seções, torna-se igualmente profícua a comparação de ambos, a fim de caracterizar empiricamente, no contexto do agronegócio da Amazônia, as particularidades metodológicas elucidadas na literatura. Assim, essa análise tenciona ser útil para estudos e aplicações que intentem utilizar DEA ou SFA para mensurar e analisar indicadores ecoeficiência, por meio de exemplificações de *trade-offs* existentes entre pela escolha de uma dessas alternativas.

A primeira e mais evidente análise confrontativa é a dos escores de ecoeficiência agropecuária estimados por cada um dos métodos. Nesse sentido, a tabela abaixo apresenta medidas de tendência central e de dispersão dos resultados de acordo com as metodologias empregadas nesse trabalho. Para facilitar esse processo, no que concerne aos índices da DEA-DDF, estes foram considerados como $1 - \beta$ (entre parêntesis), em que um escore igual à unidade significa que a DMU é ecoeficiente, assim como na análise de fronteira estocástica (ver Tabela 14).

Pela ecoeficiência medida estimada para a amostra, é possível perceber uma diferença média de aproximadamente 23% entre os escores municipais da DEA e os correspondentes da SFA. Com isso, essa lacuna demonstra que, enquanto a metodologia não-paramétrica retornou uma tendência de ecoineficiência moderada para os territórios abrangidos pelo bioma amazônico,

a paramétrica resultou em níveis mais baixos de ineficiência, demonstrando uma benevolência na predição da performance econômica e ecológica dos municípios. Esse comportamento pode ser explicado, conforme Cuesta e Zofío (2005), pela trajetória menos restrita que a eficiência hiperbólica assume ao permitir redução equiproporcional simultânea de insumos e produtos indesejáveis e expansão dos produtos desejáveis.

Tabela 14 – Ecoeficiência: DEA-DDF e SFA-HDF

Método	Média	Desv.Pad	1º quartil	3º quartil
DEA-DDF	0,3667 (0,6333)	0,2435	0,1669 (0,4311)	0,5689 (0,8331)
SFA-HDF	0,8656	0,1081	0,8307	0,9428

Fonte: elaboração própria.

Contudo, essa análise apenas não é suficiente para explicar a diferença entre os indicadores de ecoeficiência em questão, pois a utilização da DEA com função distância direcional também viabiliza projeções que são orientadas tanto para os insumos, quanto para os produtos ao mesmo tempo. Desta forma, a diferença entre os valores médios observados indica que a SFA-HDF, por ser uma técnica estocástica por natureza, aloca uma quantidade significativa do erro no componente de ruído estocástico da função (V_i). Parte do que é considerado ineficiência técnica na fronteira determinística, então, é estimado como processos estocásticos existentes devido a incertezas adjacentes ao fenômeno estudado (CUESTA; LOVELL; ZOFÍO, 2009).

Nisto, têm-se uma das diferenciações principais entre as duas metodologias explicitadas para a ecoeficiência agropecuária no bioma Amazônia: a natureza determinística de uma produz resultados que agregam todos os desvios como ineficiência, ao passo que a natureza paramétrica da outra ocasiona em resultados mais suavizados. Todavia, é importante ressaltar que a existência de alternativas para transformar a DEA em uma fronteira semi-paramétrica, como através da utilização de procedimentos de *bootstrap* que permitem realizar inferência estatística nos escores estimados (MINVIEL; De Witte, 2017; ZULFIQAR; DATTA; THAPA, 2017).

Outra comparação factível, e correlacionada com essa última questão, é a respeito da dispersão dos índices de ecoeficiência gerados pelos métodos propostos. Segundo o que já foi discutido inicialmente pelos histogramas dos índices de ecoeficiência DEA-DDF e SFA-HDF, ambos demonstraram um número representativo de observações em seus dois últimos quartis, mas essa concentração para a metodologia paramétrica foi significativamente superior. Isso pode ser constatado pela diferença no desvio padrão da ecoeficiência média para as alternativas: 14% a mais para a DEA-DDF, o que reforça que, apesar de ter uma proporção razoável de municípios ecoeficientes ou de baixa ecoineficiência, ainda há uma distribuição também moderada de observações com escores $\beta > 0,30$.

De forma similar, a análise dos quartis também é proveitosa nesse sentido, pois observa-se que se para a DEA-DDF 25% dos casos de ecoeficiência estão até 0,43 e 75% até 0,83, para a SFA-HDF 25% está até 0,83 e 75% até 0,94. Com efeito, há um aglutinamento consideravelmente maior para esta do que para aquela, haja vista que apenas 17 vezes $\rho < 0,6$ e quase 80% dos escores foi estimado acima de 0,79 para a análise de fronteira estocástica. A benevolência da SFA-DF, portanto, demonstrou outra feição que está relacionada ao grau de homogeneização do desempenho econômico e ambiental mensurado entre os quartis superiores desse dado.

Isto posto, tem-se um segundo *trade-off* de relevância que foi percebido pela análise dos resultados: ao contrário de sua contrapartida paramétrica, a DEA-DDF discrimina melhor seus indicadores de ecoeficiência, e esse fato pode ser encarado como uma vantagem ou como uma desvantagem, a depender dos objetivos do pesquisador. Se a intenção principal é realizar uma discussão pormenorizada do desempenho sustentável do agronegócio ou de outra atividade econômica a partir de uma maior granulação dos dados, com a percepção mais nítida de distintos padrões de eficiência econômica e ambiental entre as unidades produtivas em análise, tem-se a metodologia não-paramétrica como uma possibilidade mais adequada.

Entretanto, essa constatação incorpora também uma necessidade de relevância superior ao caso da SFA-HDF, que se refere a importância de identificação de *outliers* e exclusão desses valores que podem alterar de forma substancial o comportamento da fronteira eficiente. Assim, por ser uma abordagem não-paramétrica, a DEA-DDF é sensível a observações atípicas e erros nos registros das variáveis de insumo e produto, o que a torna suscetível a resultados que podem subestimar ou superestimar o desempenho de uma determinada DMU (HUY; NGUYEN, 2019). Portanto, essa maior discriminação dos escores pode, na verdade, refletir uma fronteira de ecoeficiência não tão realista quanto a contrapartida paramétrica dessa dissertação.

Pelo prisma da SFA-HDF, essa homogeneização é recorrente em aplicações de fronteira estocástica, e no caso específico da incorporação de função distância hiperbólica, a prioridade analítica é para a mensuração e análise dos parâmetros do modelo. Com efeito, se o objetivo fundamental é estimar uma fronteira de produção que represente o desempenho sustentável da produção agropecuária, modelando incertezas que são inerentes à atividade agrícola, essa técnica é mais adequada por conta de sua abordagem paramétrica. Ademais, sua constituição também permite a adição do efeitos de ineficiência através do termo U_i , em que é factível regredir variáveis exógenas ao modelo de forma direta, isto é, em um estágio (EBERS; NGUYEN; GROTE, 2017).

Na literatura, conforme mencionado anteriormente, existem abordagens que visam minimizar essa limitação ao tornarem a DEA uma técnica semi-paramétrica, onde é possível regredir variáveis não controláveis com a operacionalização de um segundo estágio de mensuração. Todavia, é provável que procedimentos desse tipo não gerem estimativas tão eficientes quanto aquelas obtidas em um procedimento de um estágio, já que a ecoeficiência não é explicitada diretamente como função de um vetor de variáveis explanatórias e um erro randômico (REIFSCHNEIDER;

STEVENSON, 1991). Adicionalmente, o processo em um único estágio da SFA-HDF permite calcular diretamente as elasticidades da função de produção estimada, bem como as taxas marginais de substituição entre insumos e taxas marginais de transformação entre produtos que redundam nos custos de oportunidade discutidos na seção anterior.

No que tange à ecoeficiência agropecuária dos municípios amazônicos estimada nessa dissertação através de ambos os métodos, as diferenças nos resultados estimados ocorre também quando se analisa a composição territorial dos indicadores. Para a DEA-DDF, municípios do Mato Grosso, Pará, Amazonas e Maranhão estão entre os ecoeficientes ou de menor ecoeficiência do bioma amazônico, em que tais observações desse último estado citado são valores atípicos em referência à vizinhança territorial. Com efeito, as regiões da unidade maranhense são em sua maioria de ecoineficiência muito baixa, conjuntamente com Tocantins, especialmente por conta da menor preservação de áreas e maior especialização de cultivo aliados a um desempenho econômico mais modesto.

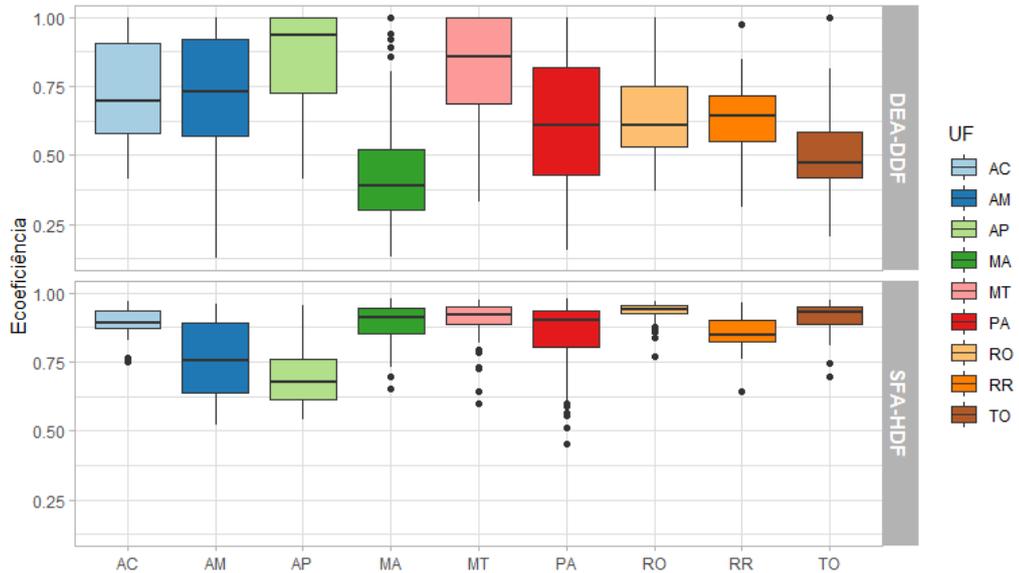
De forma distinta, as municipalidades mais ecoeficientes para SFA-HDF estiveram mais distribuídas do centro à nordeste do território, abrangendo de forma mais significativa os estados do Maranhão, Rondônia, Mato Grosso e Pará. Entre as similaridades, pode-se afirmar que o pressuposto, materializado em evidência empírica, da necessidade um bom desempenho econômico para uma consequente boa performance sustentável foi um aspecto comum a ambas as metodologias. Assim, municípios amazônicos localizados no Mato Grosso ou Pará representaram tanto por meio da DEA-DDF, como por meio da SFA-HDF a relevância da agropecuária mecanizada para a ecoeficiência regional. Essas duas UFs, portanto, retornaram uma alta frequência relativa entre os casos de melhor desempenho agropecuário do bioma.

Entre as dessemelhanças, pela SFA-HDF o Maranhão concentra observações em maior frequência nos quartis de menor ineficiência econômica e ambiental, assim como Tocantins, a despeito da menor preservação de APPs e Reserva Legal. Tal diferença pode ser explicada possivelmente pelo menor peso estimado pelo modelo econométrico para esta variável, bem como pelo peso maior, concentrado especificamente nas despesas com insumos, do desempenho econômico de uma unidade para a ecoeficiência agropecuária. Com isso, acentuados impactos na biodiversidade podem ter sido suavizados em municipalidades que registraram produtividade significativa em termos da relação despesas com insumos e receita agropecuária.

Essas peculiaridades podem ser condensadas pelas análises de tendência central e dispersão da ecoeficiência agropecuária amazônica agrupadas por unidade da federação (ver Figura 17). Novamente os indicadores estimados pela DEA-DDF foram normalizados de acordo com $1 - \beta$ para facilitar a comparação entre as duas técnicas utilizadas. As maiores diferenças observáveis estão para os estados do Maranhão, Tocantins e Amapá, que perceberam certa disparidade do nível de ecoeficiência entre as metodologias da pesquisa. Essa discrepância para aquelas UFs do nordeste já foram discutidas, mas a queda da ecoeficiência do Amapá quando considerada a análise de fronteira estocástica parece estar relacionada ao menor peso objetivo das áreas

preservadas na composição da fronteira ecoeficiente. Com isso, se com a DEA-DDF era a região com menor ecoineficiência, com a SFA-HDF sua ineficiência média estimada se alterou significativamente.

Figura 17 – Tendência central e dispersão da ecoeficiência por método e UF



Fonte: elaboração própria.

Estados como Acre, Amazonas, Mato Grosso registraram ecoeficiência média semelhante para ambas as metodologias, enquanto que Pará, Rondônia e Roraima apresentaram alterações menores, com discrepâncias regionais mais suavizadas quando a ecoeficiência foi estimada com SFA-HDF. Não obstante, mesmo onde o desempenho sustentável não se diferenciou tanto por método empregado, os intervalos interquartis do gráfico de *boxplot* evidenciam que a variação da ecoeficiência por e entre os estados foi mais elevada para a técnica não-paramétrica, assim como a homogeneização dos resultados para a técnica paramétrica foi mais acentuada. Por conseguinte, Acre, Maranhão, Mato Grosso, Pará, Roraima e Tocantins apresentaram amplitude interquartil bem menos extremadas quando a ecoeficiência foi estimada com fronteiras estocásticas.

Para avaliar a significância estatística da diferença entre os escores dos métodos DEA-DDF e SFA-HDF, utilizou-se o teste U de Mann-Whitney², que é similar ao teste t de Student utilizado para dados com distribuição normal. Com efeito, o teste Mann-Whitney se justifica

² Para grandes amostras, a distribuição de Mann-Whitney aproxima-se de uma normal padrão. Partindo de da hipótese nula $H_0 : \mu_1 = \mu_2$ e da hipótese alternativa de que $H_1 : \mu_1 \neq \mu_2$ o valor real da estatística U pode ser calculado através de $U_{cat} = \frac{(U - N_1 \cdot N_2 / 2)}{\sqrt{\frac{N_1 \cdot N_2}{N \cdot (N - 1)} \cdot \left(\frac{N^3 - N}{12} - \frac{\sum_{j=1}^g t_j^3 - \sum_{j=1}^g t_j}{12} \right)}}$, em que N_1 é o tamanho da amostra

$$\sqrt{\frac{N_1 \cdot N_2}{N \cdot (N - 1)} \cdot \left(\frac{N^3 - N}{12} - \frac{\sum_{j=1}^g t_j^3 - \sum_{j=1}^g t_j}{12} \right)}$$

pela observação de que as distribuições da ecoeficiência para as duas metodologias propostas não é gaussiana, se adequando melhor, portanto, a uma abordagem não paramétrica. Assim, tendo observado a estatística U significância estatística abaixo de 5% ($p < 0,01$), rejeita-se a hipótese nula de que as medianas são iguais em favor da hipótese alternativa da diferença entre ambas. Esse resultado corrobora com a análise contemplada nessa seção a respeito das distinções observadas nos índices de ecoeficiência entre os métodos propostos, indicando que a probabilidade dessa estatística ser relevante e significativa é alta.

Isto posto, a discussão conduzida nessa seção reforça e caracteriza empiricamente a análise das abordagens metodológicas de eficiência produtiva e ecoeficiência da literatura. Especificamente para ecoeficiência agropecuária, a consideração das técnicas de DEA com função distância direcional e SFA com função distância hiperbólica passa pela natureza estocástica desta e determinística daquela. Se a SFA é utilizada para inferências estatísticas mais robustas a respeito de parâmetros de primeira e segunda ordem, permitindo a regressão de variáveis exógenas em um estágio, a DEA possibilita uma melhor discriminação dos escores que enseja análises pormenorizadas por diferentes níveis geográficos.

Conforme percebeu-se anteriormente (ver 2.2), tanto o método paramétrico como o não-paramétrico são utilizados para estimar indicadores de desempenho econômico e ambiental do agronegócio. Entretanto, a opção frequente pela DEA pode ser explicada pela facilidade maior de se modelar múltiplos insumos, produtos e externalidades ambientais do processo produtivo agrícola e pecuário. Para operacionalizar esse problema por meio de fronteiras estocásticas, além dos pressupostos econométricos já discutidos, são necessários procedimentos para incorporação de funções distância e de cumprimento das propriedades de quase homogeneidade da função de produção que tornam mais complexa a preparação dos dados e aplicação desse método.

Uma limitação dessa análise, contudo, é que optou-se nessa pesquisa por uma variante da DEA que não minimiza as limitações descritas da fronteira determinística. Uma alternativa mais compreensiva para analisar as particularidades de cada abordagem seria a utilização da DEA-DDF com o já mencionado segundo estágio adicional, em que se poderia discutir comparativamente os fatores determinantes da ecoeficiência agropecuária estimados pelas duas metodologias.

primeira amostra, N_2 o tamanho da segunda amostra e $\frac{\sum_{j=1}^g t_j^3 - \sum_{j=1}^g t_j}{12}$ é um fator de correção quando houver empates. O valor calculado da estatística deve ser comparado ao valor crítico da distribuição normal padrão, em que a hipótese nula é rejeitada se $P \leq \alpha$. Para mais detalhes, ver Fávero e Belfiore (2017).

5 CONCLUSÃO

A produção agropecuária dos municípios localizados no bioma Amazônia tem importante desempenho econômico para a produção alimentar nacional. O processo de expansão da fronteira agrícola e de incorporação de novas tecnologias no processo produtivo ocasionaram em aumentos na produtividade do agronegócio da região, com estados como Mato Grosso expressando notável crescimento de área colhida e receitas oriundas de monoculturas de soja e milho. No entanto, é sabido que esses ganhos econômicos ensejaram uma contrapartida ambiental em termos principalmente de desmatamento e deterioração da diversidade biológica da Floresta Amazônica.

Tendo em vista, portanto, a sustentabilidade da agropecuária amazônica e a factibilidade de conciliação entre performance produtiva e conservação ambiental desse bioma, a presente dissertação teve como objetivo mensurar e analisar os índices de ecoeficiência agropecuária dos municípios amazônicos e seus fatores condicionantes. Utilizou-se, para isso, duas metodologias com incorporação de funções distância para melhor estimar fronteiras de ecoeficiência, a saber, a DEA-DDF e a SFA-HDF. Com isso, permitiu-se um exercício empírico de comparação entre as técnicas, que apresentam diferenças relevantes na forma de estimar essas fronteiras.

Considerando a análise com DEA-DDF, a ecoeficiência média de 0,36 indicou que as municipalidades localizadas nesse bioma poderiam reduzir a utilização dos fatores produtivos, o impacto na biodiversidade e expandir as receitas agropecuárias, conjuntamente, em 36%. Pela distribuição desse indicador ao longo da amostra, percebeu-se que, apesar de 13% dos municípios serem ecoeficientes, as unidades produtivas da região apresentaram, em maior parte, desempenho econômico-ecológico de moderado a ruim. Entre aqueles que foram as melhores práticas, há uma presença maior no Mato Grosso e Pará, fato que indicou um perfil de ecoeficiência que esteve relacionado significativamente com a agropecuária de alta produtividade dos fatores de produção. Contudo, percebeu-se também que essa agricultura e pecuária deveriam ter bom nível de preservação de áreas e índices de impacto na biodiversidade mais moderados.

Diametralmente, os municípios de ecoineficiência alta e muito alta estiveram fortemente concentrados nas UF's de Tocantins e Maranhão, sendo que entre o grupo de pior desempenho sustentável o estado maranhense conteve metade das observações. A prevalência desses estratos à nordeste da região de análise pôde ser explicada especialmente pelos índices mais elevados de impacto na biodiversidade oriundos da especialização agrícola acentuada, bem como porque esses municípios tem uma menor razão de preservação de matas e florestas na Amazônia. Essa constatação é importante porque pode direcionar futuras políticas públicas que atuem na sustentabilidade do agronegócio presente nesse bioma de forma direcionada a esses municípios de pior performance e considerando a ineficiência especificamente ambiental que apresentaram.

A análise de metas de melhorias também demonstrou-se útil, pois possibilitou apontamentos relacionados às reduções e/ou expansões nas variáveis utilizadas no modelo. Assim, observou-se ser viável uma redução substancial da área de pastagens em relação à área de

lavouras da região, fato que reflete a possibilidade de expandir a produção agrícola dessas municipalidades, mais produtiva que a pecuária, sem aumentar o desflorestamento na Amazônia. Ademais, outra constatação relevante foi da economia possível de despesas com insumos produtivos, em que seria possível um município da região reduzir em média 27% desses gastos para se tornar ecoeficiente. Esse valor considerável reflete o peso dessa variável na determinação do desempenho econômico e ecológico da produção alimentar dessa região, além de demonstrar que o emprego de fatores produtivos por vezes é superestimado nesse contexto.

Pelo prisma da SFA-HDF, a análise dos parâmetros evidenciou que a variável de maior impacto na ecoeficiência agropecuária em questão foi o impacto na biodiversidade oriundo da especialização produtiva. Isso ressaltou que a existência considerável de monoculturas gera contrapartidas ambientais que penalizam a eficiência econômica-ecológica desses municípios. Outra variável de alto valor para o modelo, de forma similar a análise não paramétrica, foi a de despesas com insumos produtivos, o que reforçou a presença de utilização excessiva de agrotóxicos, adubos, fertilizantes e outros *inputs* no processo produtivo, assim como consequente desperdício financeiro.

Pelos preço-sombra estimados, o custo de oportunidade de redução do impacto na biodiversidade foi de R\$ 8.059,00 por percentual do índice de Shannon. Esse valor, por ser consideravelmente alto, demonstra que a diminuição dos índices de especialização de cultivo é complexa e possivelmente envolveria a alteração do perfil produtivo dos estabelecimentos para promover uma distribuição mais regular de culturas. Com efeito, a conservação da diversidade biológica da Amazônia tem um elevado custo econômico para os municípios. Similarmente, a TMgT entre área preservada e receita agrícola indicou que a preservação de 1 hectare e APP e Reserva Legal tem um custo de R\$ 1.452,44, valor este que representaria o incentivo econômico que seria necessário para que os produtores da região preservassem mais suas terras.

Entre as variáveis exógenas regredidas no modelo, terras próprias foi significativamente diferente de zero e esteve positivamente associada com o nível de ecoeficiência agropecuária. Com isso, é possível que essa seja uma referência para a implementação de iniciativas que auxiliem o produtor rural a adquirir terras próprias, a fim de também incrementar a sustentabilidade regional. Por outro lado, o sexo do produtor esteve associado de forma negativa com a ecoeficiência, sendo um resultado estatisticamente significativo, o que apontou que o produtor ser do sexo feminino é um fator condicionante para elevar a ineficiência, além de ensejar assistências específicas para mulheres no campo. Já o sinal positivo da mão de obra familiar resultou que quanto maior a razão de familiares empregados no processo produtivo, maior tende a ser a ecoineficiência agropecuária do município. Com efeito, esse apontamento reflete a ainda necessária profissionalização da agricultura familiar, mesmo com enfoque para um dos aspectos da lei desse tipo de empreendimento.

Contudo, a variável que registrou maior impacto na ecoeficiência foi o acesso à crédito do produtor agrícola. Seu sinal negativo e sua significância estatística expressaram que os estabe-

lecimentos que obtiveram financiamento agrícola estiveram associados a um maior desempenho econômico e ambiental do agronegócio. Por conseguinte, reforça-se a pertinência de programas governamentais de financiamento que garantam a correta utilização do crédito agrícola, pois estes geram os incentivos corretos.

Ademais, a comparação empírica entre a DEA-DDF e a SFA-HDF reforçou e enriqueceu a revisão da literatura contendo ambos os grupos de métodos, pois redundou especialmente na característica seja determinística, seja estocástica da escolha da técnica. Sendo assim, se a DEA-DDF gerou resultados mais discriminados e que ensejam análises mais granuladas dos padrões de ecoeficiência regionais presentes na amostra, a SFA-HDF é principalmente útil por conta de sua capacidade de estimar parâmetros que condensam objetivamente o efeito de cada variável na função de ecoeficiência. Além disso, por conta de sua natureza estocástica, a SFA-HDF permite tanto estimar em que medida os desvios da fronteira foram oriundos de ineficiência ou de choques aleatórios, como permite regredir variáveis exógenas em um estágio, ao contrário da DEA, que exige adaptações para torná-la um método semi-paramétrico.

Finalmente, as limitações desse trabalho podem ser condensadas em dois aspectos principais. A primeira, cujo cunho teórico carrega implicações empíricas, diz respeito ao conceito de ecoeficiência, que permite estimar a sustentabilidade da agropecuária em termos microeconômicos e relativos apenas. Assim, ainda que um município seja um ótimo de Pareto segundo ambas as metodologias, isso não significa que o nível de degradação ambiental formado por ele não está acima da capacidade de absorção do ecossistema.

Já a segunda limitação se refere ao pressuposto de estacionariedade espacial da ecoeficiência agropecuária das área de estudos em questão, pois, dada a heterogeneidade existente no agronegócio amazônico, é factível que a ecoeficiência apresente dependência espacial, conforme observado de forma preliminar na distribuição territorial dos escores. Isto posto, não apenas a ecoeficiência agropecuária parece estar associada à vizinhança espacial, como é possível que os parâmetros das variáveis endógenas e exógenas não sejam constantes para toda a amostra.

Portanto, recomenda-se para trabalhos futuros que a ecoeficiência da produção agropecuária na região da Amazônia brasileira e no Brasil seja analisada de acordo com o pressuposto não estacionariedade espacial esse fenômeno. Com isso, a partir também da aplicação de técnicas da econometria espacial como indicadores de Moran e Regressão Geograficamente Ponderada, seria possível avaliar a hipótese de dependência espacial da ecoeficiência e, conseqüentemente, investigar se os parâmetros de um modelo SFA ou DEA semi-paramétrico se alteram de acordo com o espaço geográfico.

REFERÊNCIAS

- ADENUGA, A. et al. Environmental efficiency and pollution costs of nitrogen surplus in dairy farms: A parametric hyperbolic technology distance function approach. *Environmental and Resource Economics*, v. 74, 08 2019. 50, 51
- ADENUGA, A. H. et al. Modelling regional environmental efficiency differentials of dairy farms on the island of Ireland. *Ecological Indicators*, v. 95, p. 851 – 861, 2018. 44, 47, 48
- AIGNER, D.; LOVELL, C.; SCHMIDT, P. Formulation and estimation of stochastic frontier production function models. *Journal of Econometrics*, v. 6, n. 1, p. 21 – 37, 1977. 62
- ALENCAR, P. A. et al. Eficiência e Preço-Sombra das Emissões de Gases de Efeito Estufa na Suinocultura Brasileira. *RAMA, Revista em Agronegócio e Meio-Ambiente*, v. 12, p. 377–408, 2019. 14, 18
- ANDERSEN, P.; PETERSEN, N. C. A procedure for ranking efficient units in data envelopment analysis. *Management Science*, INFORMS, v. 39, n. 10, p. 1261–1264, 1993. ISSN 00251909, 15265501. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2632964>>. 76
- ANGULO-MEZA, L. et al. A multiobjective dea model to assess the eco-efficiency of agricultural practices within the cf+dea method. *Computers and Electronics in Agriculture*, v. 161, p. 151 – 161, 2019. 38, 40, 41, 45
- AREAL, F. J. et al. Measuring sustainable intensification: Combining composite indicators and efficiency analysis to account for positive externalities in cereal production. *Land Use Policy*, v. 75, p. 314 – 326, 2018. 38, 41, 50
- ARSHAD, M. et al. Climatic variability and thermal stress in Pakistan's rice and wheat systems: A stochastic frontier and quantile regression analysis of economic efficiency. *Ecological Indicators*, v. 89, p. 496 – 506, 2018. 41, 42, 53
- ATICI, K. B.; PODINOVSKI, V. V. Using data envelopment analysis for the assessment of technical efficiency of units with different specialisations: An application to agriculture. *Omega*, v. 54, p. 72 – 83, 2015. 40, 44
- BANKER, R. D.; CHANG, H. The super-efficiency procedure for outlier identification, not for ranking efficient units. *European Journal of Operational Research*, v. 175, n. 2, p. 1311 – 1320, 2006. ISSN 0377-2217. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037722170500531X>>. 77
- BANKER, R. D.; CHARNES, A.; COOPER, W. W. Some models for estimating technical and scale inefficiencies in data envelopment analysis. *Management Science*, v. 30, n. 9, p. 1078–1092, 1984. 22, 57
- BARBOSA, W. d. F. et al. Eficiência técnica da agropecuária nas microrregiões brasileiras e seus determinantes. *Ciência Rural*, v. 43, p. 2115 – 2121, 11 2013. 13
- BATTESE, G.; COELLI, T. J. A model for technical inefficiency effects in a stochastic frontier production function for panel data. *Empirical Economics*, v. 20, p. 325–32, 02 1995. 64, 68, 69
- BAUMOL, W. J.; OATES, W. E. *Economics, Environmental Policy, and the Quality of Life*. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1979. 211 p. 15

- BELTRÁN-ESTEVE, M.; GOMEZ-LIMON, J.; PICAZO-TADEO, A. Assessing the impact of agri-environmental schemes on the eco-efficiency of rain-fed agriculture. *Spanish Journal of Agricultural Research*, v. 10, p. 911, 11 2012. 72
- BENEDETTI, I.; BRANCA, G.; ZUCARO, R. Evaluating input use efficiency in agriculture through a stochastic frontier production: An application on a case study in apulia (italy). *Journal of Cleaner Production*, v. 236, p. 117609, 2019. ISSN 0959-6526. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652619324291>>. 37, 49, 53
- BERNARDO, C. T. S. *Economia Ambiental e Ecologia: a proximidade se limita ao prefixo?* 123-124 p. Tese (Doutorado em Economia) — Universidade de Brasília, Brasília, Brasil, 2017. 98
- BERRE, D. et al. Thinking beyond agronomic yield gap: Smallholder farm efficiency under contrasted livelihood strategies in malawi. *Field Crops Research*, v. 214, p. 113 – 122, 2017. 15, 48, 59
- BOGETOFT, P.; OTTO, L. *Benchmarking with DEA, SFA, and R*. USA: Springer, 2011. 198-199 p. 62, 63, 73, 74, 76, 77
- BONFIGLIO, A.; ARZENI, A.; BODINI, A. Assessing eco-efficiency of arable farms in rural areas. *Agricultural Systems*, v. 151, p. 114 – 125, 2017. 41, 44, 47
- BOUERI, R. Modelos paramétricos: fronteira estocástica. In: BOUERI, R.; ROCHA, F.; RODOPOULOS, F. (Ed.). *Avaliação da qualidade do gasto público e mensuração da eficiência*. Brasília: Tesouro Nacional, 2015. p. 311. 64, 65
- BOULDING, K.E. The economics of the coming spaceship earth. In: JARRETT, H. (Ed.). *Environmental Quality in a Growing Economy*. Baltimore, 1966. p. 1–14. 23
- BRASIL. *Lei nº 11.326, de 24 de julho de 2006*. 2006. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2006/lei-11326-24-julho-2006-544830-norma-actualizada-pl.pdf>>. 99
- BRUNDTLAND, G. H. *Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future*. New York, Oxford University Press, 1987. 23, 24
- CAMPOS, H. Falhas de mercado e falhas de governo: uma revisão da literatura sobre regulação econômica. *Prismas: Direito, Políticas Públicas e Mundialização*, v. 5, 01 2009. 30
- CAMPOS, S. A. C. et al. Eficiência e custos associados à adequação ambiental para produção láctea em Minas Gerais. *Organizações Rurais & Agroindustriais*, v. 16, n. 3, p. 324–342, 2014. 12, 13, 23, 29
- CHANDIO, A. A. et al. The nexus of agricultural credit, farm size and technical efficiency in sindh, pakistan: A stochastic production frontier approach. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, v. 18, n. 3, p. 348 – 354, 2019. ISSN 1658-077X. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1658077X17302291>>. 99
- CHARNES, A.; COOPER, W.; RHODES, E. Measuring the efficiency of decision making units. *European Journal of Operational Research*, v. 2, n. 6, p. 429 – 444, 1978. 55
- CHRISTENSEN, L. R. Concepts and Measurement of Agricultural Productivity. *American Journal of Agricultural Economics*, v. 57, n. 5, p. 910–915, 12 1975. 19

- CHUNG, Y.; FÄRE, R.; GROSSKOPF, S. Productivity and undesirable outputs: A directional distance function approach. *Journal of Environmental Management*, v. 51, n. 3, p. 229 – 240, 1997. 59, 61
- COELLI, T.; HENNINGSEN, A. Frontier: Stochastic frontier analysis analysis with r. *R package version 1.1.*, 2013. 92
- COELLI, T.; PERELMAN, S. A comparison of parametric and non-parametric distance functions: With application to european railways. *European Journal of Operational Research*, v. 117, n. 2, p. 326 – 339, 1999. ISSN 0377-2217. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0377221798002719>>. 94
- COELLI, T. J. *A Guide to FRONTIER Version 4.1: a computer program for frontier production function estimation*. Centre for Efficiency and Productivity Analysis, University of New England, Australia, 1996. 69, 92
- COELLI, T. J. et al. *An introduction to efficiency and productivity analysis*. USA: Springer Science & Business Media, 2005. 19, 64, 65, 66, 93
- CUESTA, R. A.; LOVELL, C. K.; ZOFÍO, J. L. Environmental efficiency measurement with translog distance functions: A parametric approach. *Ecological Economics*, v. 68, n. 8, p. 2232 – 2242, 2009. ISSN 0921-8009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800909000573>>. 50, 65, 66, 68, 92, 97, 104
- CUESTA, R. A.; ZOFÍO, J. L. Hyperbolic efficiency and parametric distance functions: With application to spanish savings banks. *Journal of Productivity Analysis*, v. 24, n. 1, p. 31–48, 2005. 50, 65, 67, 68, 104
- DAVIS, J. H.; GOLDBERG, R. A. *A concept of agribusiness*. Boston: Division of Research, Graduate School of Business Administration: Harvard University, 1957. 4-24 p. 11
- DENG, X.; GIBSON, J. Improving eco-efficiency for the sustainable agricultural production: A case study in shandong, china. *Technological Forecasting and Social Change*, v. 144, p. 394 – 400, 2019. 50
- EBERS, A.; NGUYEN, T. T.; GROTE, U. Production efficiency of rice farms in thailand and cambodia: a comparative analysis of ubon ratchathani and stung treng provinces. *Paddy and Water Environment*, v. 15, 03 2017. 105
- ELKINGTON, J. Partnerships from cannibals with forks: The triple bottom line of 21st-century business. *Environmental quality management*, Wiley Online Library, v. 8, n. 1, p. 37–51, 1998. 30
- ESTEVE, M. M. B. *Essays on the Assessment of Eco-Efficiency in Agriculture*. 42-56 p. Tese (Doutorado em Economia) — Universidad de Alicante, Alicante, Espanha, 2012. 28, 30, 62
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S. Shadow Pricing of Good and Bad Commodities. *American Journal of Agricultural Economics*, v. 80, n. 3, p. 584–590, 1998. 29
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S. Theory and application of directional distance functions. *Journal of Productivity Analysis*, v. 13, n. 2, p. 93–103, Março 2000. 59
- FÄRE, R. et al. Multilateral productivity comparisons when some outputs are undesirable: A nonparametric approach. *The Review of Economics and Statistics*, v. 71, n. 1, p. 90–98, 1989. 20

- FARE, R. et al. Characteristics of a polluting technology: theory and practice. *Journal of Econometrics*, v. 126, n. 2, p. 469–492, 2005. Disponível em: <<https://EconPapers.repec.org/RePEc:eee:econom:v:126:y:2005:i:2:p:469-492>>. 51
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S.; WEBER, W. L. Shadow prices and pollution costs in u.s. agriculture. *Ecological Economics*, v. 56, n. 1, p. 89 – 103, 2006. 71
- FARRELL, M. J. The measurement of productive efficiency. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)*, [Royal Statistical Society, Wiley], v. 120, n. 3, p. 253–290, 1957. 22, 55
- FÁVERO, L. P.; BELFIORE, P. *Manual de Análise de Dados: Estatística e modelagem multivariada com excel®, spss® e stata*. Rio de Janeiro, Brasil: Elsevier, 2017. 108
- FIELD, B. *Economía Ambiental: Una Introducción*. Santafé de Bogotá: McGraw-Hill, 1997. 244-297 p. 98
- FILHO, J. B. de S. F.; RIBERA, L. A.; HORRIDGE, J. M. O controle do desflorestamento e a expansão da oferta agrícola no brasil. *Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada - IPEA*, p. 367–380, 2016. 11, 12
- FORNAZIER, A.; FILHO, J. E. R. V. Heterogeneidade Estrutural na Produção Agropecuária: Uma Comparação da Produtividade Total dos Fatores no Brasil e nos Estados Unidos. *Texto para Discussão (IPEA. Brasília)*, v. 1819, p. 1–37, 2013. 11
- GANCONE, A. et al. Evaluation of agriculture eco-efficiency in latvia. *Energy Procedia*, v. 128, p. 309 – 315, 2017. ISSN 1876-6102. International Scientific Conference “Environmental and Climate Technologies”, CONECT 2017, 10-12 May 2017, Riga, Latvia. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1876610217338389>>. 38, 39
- GODOY-DURÁN Ángeles et al. Assessing eco-efficiency and the determinants of horticultural family-farming in southeast spain. *Journal of Environmental Management*, v. 204, p. 594 – 604, 2017. 17, 42
- GONG, T. C.; BATTESE, G. E.; VILLANO, R. A. Family farms plus cooperatives in china: Technical efficiency in crop production. *Journal of Asian Economics*, v. 64, p. 101129, 2019. ISSN 1049-0078. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1049007818302276>>. 37, 52
- GRAHAM, M. Developing a social perspective to farm performance analysis. *Ecological Economics*, v. 68, n. 8-9, p. 2390–2398, Junho 2009. 13, 23, 29
- GROVERMANN, C. et al. Eco-efficiency and agricultural innovation systems in developing countries: Evidence from macro-level analysis. *PLOS ONE*, Public Library of Science, v. 14, n. 4, p. 1–16, 04 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0214115>>. 28, 30
- GRZELAK, A. et al. Approaching the environmental sustainable value in agriculture: How factor endowments foster the eco-efficiency. *Journal of Cleaner Production*, v. 241, p. 118304, 2019. ISSN 0959-6526. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652619331749>>. 39
- HO, T. Q. et al. Eco-efficiency analysis of sustainability-certified coffee production in vietnam. *Journal of Cleaner Production*, v. 183, p. 251 – 260, 2018. 39, 41, 42

- HONG, Y. et al. Intercropping contributes to a higher technical efficiency in smallholder farming: Evidence from a case study in gaotai county, china. *Agricultural Systems*, v. 173, p. 317 – 324, 2019. ISSN 0308-521X. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308521X18311582>>. 49
- HUY, H. T.; NGUYEN, T. T. Cropland rental market and farm technical efficiency in rural vietnam. *Land Use Policy*, v. 81, p. 408 – 423, 2019. 35, 37, 41, 42, 46, 49, 62, 105
- IBGE, INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Divisão Regional do Brasil em Regiões Geográficas Imediatas e Regiões Geográficas Intermediárias 2017*. Brasil, 2017. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/regioes_geograficas/>. 81
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Contas Econômicas Ambientais da água (CEAA)*. 2015. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/multidominio/meio-ambiente/20207-contas-economicas-ambientais-da-agua-brasil.html?&t=o-que-e>>. 12
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Censo Agropecuário 2017: Resultados definitivos*. 2019. Disponível em: <https://censoagro2017.ibge.gov.br/templates/censo_agro/resultadosagro/index.html>. 11, 12, 14, 80
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). *Portal TerraBrasilis: incrementos de desmatamento na Amazônia*. 2020. Disponível em: <<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/amazon/increments>>. 13, 14, 15
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). *Programa Queimadas: Monitoramento dos focos ativos por bioma*. 2020. Disponível em: <<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/amazon/increments>>. 13
- INTERNATIONAL LABOUR ORGANIZATION (ILO). *Labour Force Estimates and Projections: Key Trends*. Genebra, 2018. 11
- KANSIIME, M. K.; ASTEN, P. van; SNEYERS, K. Farm diversity and resource use efficiency: Targeting agricultural policy interventions in east africa farming systems. *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences*, 12 2017. 35
- KUHN, L. et al. Technical and environmental efficiency of livestock farms in china: A slacks-based dea approach. *China Economic Review*, 2018. 40, 41
- KULA, E. *History of Environmental Economic Thought*. New York: Routledge, 1998. 131-163 p. 15, 23, 24, 26
- KUOSMANEN, T. Measurement and analysis of eco-efficiency: An economist's perspective. *Journal of Industrial Ecology*, v. 9, n. 4, p. 15–18, 2005. 28, 39
- KUOSMANEN, T.; KORTELAJINEN, M. Measuring eco-efficiency of production with data envelopment analysis. *Journal of Industrial Ecology*, v. 9, n. 4, p. 59–72, 2005. 55
- LAMPE, H. W.; HILGERS, D. Trajectories of efficiency measurement: A bibliometric analysis of dea and sfa. *European Journal of Operational Research*, v. 240, n. 1, p. 1 – 21, 2015. ISSN 0377-2217. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037722171400383X>>. 65

- MA, W. et al. Agricultural cooperative membership and technical efficiency of apple farmers in china: An analysis accounting for selectivity bias. *Food Policy*, Elsevier Science, 2018. 35
- MARTINHO, V. J. P. D. Efficiency, total factor productivity and returns to scale in a sustainable perspective: An analysis in the european union at farm and regional level. *Land Use Policy*, v. 68, p. 232 – 245, 2017. 36
- MASUDA, K. Measuring eco-efficiency of wheat production in japan: a combined application of life cycle assessment and data envelopment analysis. *Journal of Cleaner Production*, v. 126, p. 373 – 381, 2016. 35, 39, 41, 44, 45
- MAZOYER, M.; ROUDART, L. *História das agriculturas no mundo: Do neolítico à crise contemporânea*. São Paulo: Editora UNESP, 2010. 11
- MEEUSEN, W.; BROECK, J. van D. Efficiency estimation from cobb-douglas production functions with composed error. *International Economic Review*, v. 18, n. 2, p. 435–444, 1977. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2525757>>. 62
- MINVIEL, J. J.; De Witte, K. The influence of public subsidies on farm technical efficiency: A robust conditional nonparametric approach. *European Journal of Operational Research*, v. 259, n. 3, p. 1112 – 1120, 2017. ISSN 0377-2217. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0377221716309390>>. 104
- MU, W. et al. Assessing the impact of uncertainty on benchmarking the eco-efficiency of dairy farming using fuzzy data envelopment analysis. *Journal of Cleaner Production*, v. 189, p. 709 – 717, 2018. ISSN 0959-6526. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652618311107>>. 38, 41, 44, 46
- NEUMAYER, E. *Weak versus Strong Sustainability*. Edward Elgar Publishing, 2003. (Books, 3184). ISBN ARRAY(0x49093810). Disponível em: <<https://ideas.repec.org/b/elg/eebook/3184.html>>. 25, 26
- PAGANI, R. N.; KOVALESKI, J. L.; RESENDE, L. M. Methodi ordinatio: a proposed methodology to select and rank relevant scientific papers encompassing the impact factor, number of citation, and year of publication. *Scientometrics*, Springer, v. 105, n. 3, p. 2109–2135, 2015. 31, 36
- PAULA, I. C. d. et al. Are collaboration and trust sources for innovation in the reverse logistics? insights from a systematic literature review. *Supply Chain Management: An International Journal*, Emerald Publishing Limited, 2019. 31
- PEÑA, C.R; GOMES, E.B. Eficiência e produtividade no setor público: conceitos e medidas. In: MADURO-ABREU, A. (Ed.). *Gestão judiciária: conteúdos e disciplina*. Brasília: Editora IABS, 2018. p. 188–249. 21, 59
- PERMAN, R. et al. *Natural Resource and Environmental Economics*. Essex, Inglaterra: Pearson Education, 2003. 202-245 p. 24, 25, 27
- PICAZO-TADEO, A. J.; ESTEVE, M. B.; GÓMEZ-LIMÓN, J. A. Assessing eco-efficiency with directional distance functions. *European Journal of Operational Research*, v. 220, n. 3, p. 798 – 809, 2012. 15, 29, 60, 61

- PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS (PNUMA). Introdução. In: PNUMA (Ed.). *GEO Amazônia: Perspectivas do Meio Ambiente na Amazônia*. Brasília, 2008. p. 11–27. 12, 13
- PYNDICK, R.; RUBINFELD, D. *Microeconomia: teoria microeconômica*. São Paulo: Makron Books, 1994. 21
- RAY, S. C.; GHOSE, A. Production efficiency in indian agriculture: An assessment of the post green revolution years. *Omega*, v. 44, p. 58 – 69, 2014. 40
- REBOLLEDO-LEIVA, R. et al. Joint carbon footprint assessment and data envelopment analysis for the reduction of greenhouse gas emissions in agriculture production. *Science of The Total Environment*, v. 593-594, p. 36 – 46, 2017. 60
- REIFSCHNEIDER, D.; STEVENSON, R. Systematic departures from the frontier: A framework for the analysis of firm inefficiency. *International Economic Review*, [Economics Department of the University of Pennsylvania, Wiley, Institute of Social and Economic Research, Osaka University], v. 32, n. 3, p. 715–723, 1991. ISSN 00206598, 14682354. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2527115>>. 106
- ROSANO-PEÑA, C. Um modelo de avaliação da eficiência da administração pública através do método análise envoltória de dados (DEA). *Revista de Administração Contemporânea*, v. 12, p. 83 – 106, 2008. 19, 22, 58
- ROSANO-PEÑA, C. et al. A measure of sustainability of brazilian agribusiness using directional distance functions and data envelopment analysis. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, v. 21, n. 3, p. 210–222, 2014. 16, 17, 59, 60, 61
- ROSANO-PEÑA, C. et al. Environmental preservation costs and eco-efficiency in amazonian agriculture: Application of hyperbolic distance functions. *Journal of Cleaner Production*, v. 197, p. 699 – 707, 2018. 12, 13, 15, 17, 23, 51, 52, 62, 65, 66, 67, 69, 88, 93, 96, 97, 98
- SANDMO, A. The market in economics: Behavioural assumptions and value judgments. *SSRN Electronic Journal*, 01 2014. 30
- SEYMOUR, G. Women’s empowerment in agriculture: Implications for technical efficiency in rural bangladesh. *Agricultural Economics*, v. 48, n. 4, p. 513–522, 2017. 41, 49
- SILVA, J. V. B. da; THOMÉ, K. M. (Eco)eficiência da produção alimentar: uma revisão sistemática da literatura. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, v. 14, jul 2021, no prelo. 17
- SILVA, W. H. et al. Sustainable supply chain management: Analyzing the past to determine a research agenda. *Logistics*, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 3, n. 2, p. 14, 2019. 31, 33
- SIMAR, L.; WILSON, P. W. Estimation and inference in two-stage, semi-parametric models of production processes. *Journal of Econometrics*, v. 136, n. 1, p. 31 – 64, 2007. ISSN 0304-4076. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304407605001594>>. 47
- SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES DE GASES EFEITO ESTUFA (SEE). *Emissões totais de gases efeito estufa*. 2019. Disponível em: <http://plataforma.seeg.eco.br/total_emission>. 12