

# A recuperação de pastagens pode conter o desmatamento no Brasil? Evidências de um modelo microeconômico dinâmico

Shai Oliveira-Vaz \*      Orientação: Marcelo Sant'Anna †  
Escola Brasileira de Economia e Finanças ‡

## Resumo

Este artigo analisa a recuperação de pastagens e seu potencial de reduzir o desmatamento no Brasil, utilizando um modelo dinâmico estrutural para analisar as decisões de uso da terra. O modelo incorpora tanto a margem extensiva, onde a melhoria da qualidade das pastagens está associada a menores taxas de conversão, quanto a margem intensiva, onde o aumento da produtividade incentiva uma maior conversão de terra. Ao desagregar esses efeitos, avalio empiricamente seu impacto líquido no desmatamento e nas emissões de carbono. Utilizando dados detalhados sobre degradação de pastagens, mudanças no uso da terra e sistemas de pecuária, estimo os parâmetros do modelo e avalio dois cenários contrafactuais. O primeiro analisa uma política de recuperação de pastagens, enquanto o segundo avalia um imposto sobre o carbono que internaliza o custo social das emissões. Os resultados indicam que, embora a recuperação de pastagens reduza o desmatamento, parte significativa de seus benefícios é diminuída pelos incentivos decorrentes do aumento dos retornos da conversão de terra. Em contraste, impostos sobre o carbono, mesmo modestos, alcançam reduções substanciais no desmatamento e nas emissões. Esses resultados destacam a eficácia limitada da recuperação de pastagens como solução isolada e sugerem que abordagens que integrem a precificação de carbono podem oferecer maior potencial para mitigar o desmatamento e alcançar as metas climáticas.

---

\*shai.vaz@fgv.br (21) 96616-5348

†marcelo.santanna@fgv.br (21) 3799-5832

‡gradeco@fgv.br (21) 3799-5594

Praia de Botafogo, 190 - 11º andar, Rio de Janeiro - RJ - Brasil

# 1 Introdução

A agricultura no Brasil desempenha um papel central na economia do país e contribui substancialmente para a cadeia global de abastecimento de alimentos (Calil et al. 2019). No entanto, a expansão da fronteira agrícola tem convertido grandes áreas de vegetação natural em pastagens e lavouras. As mudanças no uso da terra respondem pela maior parte das emissões brasileiras de gases de efeito estufa, representando metade das emissões dos últimos anos (Clima 2023). O desmatamento também causa a degradação de ecossistemas vitais, perda de biodiversidade e redução do potencial de sequestro de carbono.

A pecuária está no centro desse processo. Somente na Amazônia, onde se encontra a maior parte do estoque de biomassa de carbono do Brasil, 75% das emissões de uso da terra são atribuídas às atividades pecuárias. Quando todas as emissões causadas pela pecuária são consideradas em conjunto, agregando queimadas para manutenção de pastagens e fermentação entérica à mudança no uso da terra, essas atividades representam aproximadamente metade de *todas* as emissões brasileiras (Bustamante et al. 2012). Com a demanda global projetada para aumentar (FAO 2017), a sustentabilidade e a produtividade do setor agropecuário brasileiro tornam-se questões prementes. Um ponto crítico nesse contexto é a degradação das pastagens, que está associada à redução da capacidade de suporte, à diminuição da produtividade e à maior dependência de novas áreas de terra.

A relação entre produtividade agrícola e mudança no uso da terra tem sido amplamente debatida na literatura, com dois arcabouços teóricos opostos moldando a discussão. Por um lado, a *hipótese de Borlaug* argumenta que ganhos de produtividade reduzem a pressão para conversão de terras naturais, permitindo maior produção a partir da área já cultivada. Por outro lado, o *paradoxo de Jevons* destaca a possibilidade de que melhorias na eficiência aumentem o uso de recursos ao reduzir os custos de produção e incentivar a expansão. Esses arcabouços são particularmente relevantes para compreender o papel da recuperação de pastagens na redução do desmatamento, uma vez que a melhoria da qualidade das pastagens pode ter tanto efeitos de conservação de terra quanto de expansão territorial.

Embora o potencial de aumento da produtividade na agropecuária brasileira tenha sido amplamente documentado (Arantes et al. 2018; Cerri et al. 2018; Strassburg et al. 2014), particularmente por meio da recuperação de pastagens (Carlos et al. 2022; Dias-Filho 2012; Feltran-Barbieri et al. 2021; Santos et al. 2022), e apesar de sua proeminência nas discussões políticas <sup>1</sup>, a eficácia da recuperação de pastagens como estratégia de mitigação do desmatamento permanece amplamente não testada<sup>2</sup>.

A literatura frequentemente assume que a restauração de pastagens degradadas reduz a pressão para conversão de novas terras e desencoraja o desmatamento em regiões de fronteira. No entanto, essas suposições negligenciam a possibilidade de que a maior qualidade

---

<sup>1</sup>Por exemplo, o Programa Nacional de Conversão de Pastagens Degradadas (Brazil 2023)

<sup>2</sup>Pelo que tenho conhecimento, este é um dos primeiros trabalhos a testar essa hipótese em economia, particularmente alavancando métodos recentes de organização industrial empírica. Algumas pesquisas ecológicas também estudaram esse tema, sugerindo que políticas de intensificação podem ser ineficazes para conter o desmatamento (Müller-Hansen et al. 2019).

das pastagens possa aumentar os retornos da terra, incentivando assim sua expansão. Essa lacuna destaca a necessidade de uma análise empírica rigorosa para separar esses efeitos concorrentes e avaliar suas implicações para as políticas públicas.

Este artigo aborda essa lacuna na literatura ao desenvolver um modelo econômico que contabiliza explicitamente os efeitos duplos da qualidade das pastagens sobre as decisões de uso da terra. Emprego uma abordagem econométrica estrutural, amplamente utilizada na organização industrial empírica e na economia ambiental. Especificamente, desenvolvo um modelo dinâmico de escolha discreta-contínua no qual os proprietários de terra tomam decisões simultaneamente em duas margens: uma escolha discreta sobre o uso da terra (margem extensiva) e uma escolha contínua sobre a taxa de lotação do rebanho (margem intensiva). Ao estimar os parâmetros desse modelo, sou capaz de avaliar como melhorias na qualidade das pastagens influenciam ambas as margens e quantificar a magnitude relativa dos efeitos de Borlaug e Jevons, estimando seu impacto líquido sobre o desmatamento e as emissões de carbono.

Utilizando o modelo estimado, realizo análises contrafactuais para avaliar dois cenários de política. O primeiro considera uma política abrangente de recuperação de pastagens, que estabelece uma participação mínima de pastagens de alta qualidade em cada município. O segundo explora o impacto de um uso mais eficiente do carbono, alcançado por meio da internalização do custo social das emissões de carbono via um imposto sobre carbono. Esses cenários são projetados para capturar mecanismos contrastantes e avaliar sua efetividade relativa: o primeiro enfatiza melhorias na qualidade da terra, enquanto o segundo aborda diretamente as externalidades associadas à conversão de terras.

Este estudo contribui para a literatura ao apresentar uma exploração empírica preliminar dos efeitos concorrentes da recuperação de pastagens sobre o desmatamento, oferecendo uma perspectiva mais detalhada sobre os trade-offs envolvidos. A abordagem dinâmica estrutural fornece um arcabouço para entender os mecanismos que impulsionam as decisões de uso da terra e avaliar os impactos potenciais das intervenções políticas. Embora essas descobertas sejam específicas ao contexto brasileiro de expansão da pecuária e conservação de florestas tropicais, elas podem oferecer insights valiosos para a formulação de políticas voltadas ao equilíbrio entre produtividade agrícola, sustentabilidade ambiental e objetivos climáticos.

## 2 Revisão da Literatura

### 2.1 Produtividade e desmatamento

Esta pesquisa contribui para o debate sobre os impactos da melhoria da produtividade agrícola no desmatamento. A relação entre esses fatores é teoricamente ambígua (Balboni et al. 2023; Jayachandran 2022; Kaimowitz et al. 1998), com evidências empíricas apontando tanto para efeitos mitigadores quanto para efeitos amplificadores.

Por um lado, a *hipótese de Borlaug* sugere que ganhos de produtividade reduzem a necessidade de converter novas áreas ao aumentar a produção na terra já utilizada. Szerman et al.

(2022) mostraram que a eletrificação rural no Brasil elevou a produtividade agrícola, incentivando a transição da pecuária para lavouras e reduzindo o desmatamento. De forma semelhante, Abman et al. (2024) encontraram que um programa de extensão agrícola em Uganda levou à adoção de tecnologias intensivas, freando a perda florestal.

Por outro lado, o *paradoxo de Jevons* destaca que melhorias na eficiência podem aumentar a demanda por recursos, pois a redução dos custos de produção eleva os lucros esperados e incentiva a expansão da terra utilizada. Carreira et al. (2024) demonstraram que o avanço da soja transgênica no Brasil resultou na expansão da área plantada, principalmente entre produtores com menos restrições de capital. Da mesma forma, programas de desenvolvimento rural na Gâmbia (Hess et al. 2021) e nas Filipinas (Pagel 2022) estimularam investimentos que aumentaram a produtividade, mas também aceleraram o desmatamento.

Neste estudo, desenvolvo um modelo estrutural que estima os efeitos da recuperação de pastagens degradadas sobre as margens intensiva e extensiva da produção pecuária. O modelo permite avaliar se a recuperação de pastagens reduz a necessidade de expansão de terras ou se, ao contrário, o aumento da produtividade eleva os retornos e incentiva o desmatamento.

## 2.2 Ciclos pecuários

Esta pesquisa também se relaciona com a literatura sobre ciclos pecuários, iniciada por Jarvis (1974), que modelaram o gado como um bem de capital e os pecuaristas como gestores de portfólio. Eles mostram que as respostas dos produtores a choques de preços podem ser complexas e ambíguas, pois decisões intertemporais afetam o tamanho do rebanho e os padrões de abate.

Trabalhos subsequentes expandiram essa abordagem. Rosen (1987) enfatizaram a importância da gestão do estoque de rebanho na dinâmica da oferta, enquanto Rosen et al. (1994) aplicaram séries temporais para estudar a evolução demográfica dos rebanhos nos EUA. Mais recentemente, Goel (2020) usou um modelo de momentos generalizados para demonstrar como choques temporários e permanentes nos preços da carne podem ter efeitos opostos sobre o desmatamento.

O modelo que desenvolvo incorpora esses elementos, tratando o gado como um ativo de capital e considerando a dinâmica das decisões de abate e manejo do rebanho. Isso permite analisar como choques de preços e políticas ambientais influenciam as decisões dos produtores ao longo do tempo.

## 2.3 Uso da terra e desmatamento

Este estudo se alinha à literatura que utiliza modelos de escolha discreta para analisar dinâmicas de uso da terra e impactos ambientais. Trabalhos clássicos como Chomitz et al. (1996) e Pfaff (1999) exploraram os determinantes do desmatamento tropical, destacando o papel das redes de transporte. Souza-Rodrigues (2019) comparou políticas de conservação na Amazônia e mostrou que incentivos econômicos são significativamente mais eficazes do que medidas de comando e controle.

Modelos de escolha discreta dinâmicos<sup>3</sup> representam um avanço metodológico importante, capturando melhor as decisões intertemporais dos produtores rurais. Scott (2014) foi pioneiro na aplicação desses modelos à agricultura, demonstrando que elasticidades de longo prazo da conversão de terras são muito maiores do que aquelas estimadas em modelos estáticos.

Pesquisas recentes aplicam essa abordagem para estudar questões ambientais. Araujo et al. (2020) analisaram políticas eficientes de conservação florestal na Amazônia, considerando a internalização dos custos sociais do desmatamento. Hsiao (2024) utilizaram um modelo dinâmico de escolha discreta-contínua para avaliar políticas no setor de óleo de palma. Já Barrozo (2024) investigaram o impacto do poder de mercado na pecuária e nas emissões associadas, combinando modelos estáticos e dinâmicos de escolha discreta.

Além disso, esta pesquisa se relaciona com estudos recentes desenvolvidos na minha instituição<sup>4</sup>, como os de Pacheco (2021) e Pimentel (2021). O primeiro analisa os impactos de preços e mudanças climáticas sobre a oferta agrícola, enquanto o segundo examina a Moratória da Soja e sua influência sobre a intensificação pecuária no Cerrado.

Neste estudo, desenvolvo um modelo dinâmico de escolha discreta-contínua para analisar a produção pecuária e o uso da terra, combinando elementos da literatura recente (Araujo et al. 2024; Hsiao 2024). No modelo, um produtor decide entre manter a vegetação nativa ou convertê-la em pastagem, considerando retornos dinâmicos. O retorno da vegetação natural depende do estoque de biomassa de carbono, enquanto os retornos da pastagem são determinados pela gestão intertemporal do rebanho. Essa abordagem permite avaliar como políticas de recuperação de pastagens e precificação do carbono afetam o desmatamento e a sustentabilidade da pecuária no Brasil.

### 3 Metodologia

Conceituo a tomada de decisão do pecuarista como um problema composto por três dimensões: (i) a decisão de uso da terra, determinando se converter a vegetação nativa em pastagem; (ii) a decisão na margem intensiva, referente à taxa de lotação (isto é, o número de animais mantidos no campo); e (iii) decisões de consumo no curto prazo, como a quantidade de animais enviados para o abate e o momento dessas ações. Embora interdependentes, essas decisões representam aspectos distintos do processo produtivo. No modelo, a etapa (i) corresponde à margem extensiva, enquanto as etapas (ii) e (iii) são tratadas conjuntamente na margem intensiva.

A modelagem da margem intensiva baseia-se em métodos de otimização contínua em contextos dinâmicos (Hall 1978; Stokey et al. 1989). Os pecuaristas resolvem um problema considerando estoques observáveis e uma função de consumo não observável, latente para o economista. No entanto, o processo de otimização gera uma equação de Euler definida sobre variáveis observáveis, viabilizada por uma equação de movimento que vincula as decisões

<sup>3</sup>Esses modelos seguem a estrutura teórica de Rust (1987) e foram refinados por Hotz et al. (1993), Aguirregabiria et al. (2002) and Aguirregabiria et al. (2007) e Arcidiacono and Miller (2011).

<sup>4</sup>FGV EPGE

de consumo à dinâmica do estoque total.

Para a margem extensiva, utilizo um modelo de escolha discreta dinâmica com uma estrutura de escolha terminal, inspirado em Hsiao (2024) e Araujo et al. (2024). Essa abordagem segue os princípios de Arcidiacono and Ellickson (2011) e Aguirregabiria et al. (2010), com fundamentação teórica em Hotz et al. (1993) e Arcidiacono and Miller (2011). O modelo compara as decisões de conversão de terra entre os períodos  $t$  e  $t+1$ . Dado o caráter prospectivo da otimização do manejo do rebanho, vale a condição de dependência finita, permitindo a derivação de um análogo discreto da equação de Euler.

A utilização da equação de Euler na estimação de modelos de escolha discreta dinâmica apresenta vantagens, pois elimina a necessidade de calcular diretamente os valores de continuação, uma exigência de outros métodos recursivos. Essa abordagem evita a complexidade de derivar probabilidades condicionais de escolha (CCPs) a partir das funções de valor e permite que o modelo seja estimado por meio de técnicas lineares convencionais.

### 3.1 Margem intensiva

Começo com o problema de um pecuarista  $i$  que gerencia um lote de terra já coberto por pastagens, no município  $m$ , localizado na região  $g$ . Ele inicia o período  $t$  com um estoque de animais  $h_{it}$  herdado do período anterior. Seu problema dinâmico consiste em maximizar o lucro a cada período. Escrevo-o como o seguinte problema de programação dinâmica:

$$\mathcal{V}(h_{it}; \mathbf{s}_{mt}) = \max_{c_{it}} \{r(c_{it}; \mathbf{s}_{mt}) - \psi(h_{it}; \mathbf{s}_{mt}) + \beta \mathbb{E}_t[\mathcal{V}(h_{it+1}; \mathbf{s}_{mt+1})]\}$$

Onde  $r(\cdot)$  é uma função de receita e  $\psi(\cdot)$  representa os custos. A variável de controle  $c_{it}$  representa o consumo do estoque  $h_{it}$ . Isso pode ser interpretado como a venda de gado para abate, reprodução e engorda, líquida de compras de novos animais.

Isso significa que permitimos que o consumo seja positivo ou negativo. Se o consumo for negativo, o pecuarista incorre em custos, pagando  $p_{mt}$  por cada animal (líquido) comprado. Se o consumo for positivo, ele obtém receita vendendo cada animal (líquido) ao mesmo preço  $p_{mt}$ .

O vetor  $\mathbf{s}_{mt} = \{p_{mt}, \mathbf{x}_{mt}, \xi_{mt}, \varepsilon_{mt}, g\}$  agrupa as variáveis de estado no tempo  $t$ . Inclui os preços locais  $p_{mt}$  e um vetor de fatores de custo  $\mathbf{x}_{mt}$ . Assumo que os pecuaristas são tomadores de preço. Também incluo choques a nível de mercado  $\xi_{mt}$  e  $\varepsilon_{mt}$ , relacionados às margens extensiva e intensiva. Finalmente,  $g$  denota a região do pecuarista  $i$ .

**Assumption 1.** *O tamanho do rebanho  $h_{it+1}$  segue uma lei de movimento dada por:*

$$h_{it+1} = (1 + \phi)h_{it} - c_{it}$$

Assumo que o rebanho do pecuarista ao final do período  $t$  segue uma lei de movimento que depende de uma taxa de crescimento biológico do rebanho herdado e dos níveis de consumo durante  $t$ . O parâmetro  $\phi$  é definido como a taxa de crescimento biológico do rebanho. Ele

pode ser considerado o resultado líquido das taxas de natalidade e mortalidade sob práticas reprodutivas ótimas, cuja análise não realizo aqui.

Em particular, especifico as seguintes formas funcionais para  $r(\cdot)$  e  $\psi(\cdot)$ . As receitas dependem linearmente do consumo  $c_{it}$  e dos preços locais  $p_{mt}$ . Assumo que os custos são crescentes e convexos em relação ao rebanho herdado  $h_{it}$ . Também trato a heterogeneidade não observada com a inclusão de efeitos fixos regionais e uma tendência temporal como fatores de custo.

$$r(c_{it}; \mathbf{s}_{mt}) = \alpha_p p_{mt} c_{it} \quad (1)$$

$$\psi(h_{it}; \mathbf{s}_{mt}) = \left[ \frac{1}{2} \delta h_{it} + \mathbf{x}_{mt} \gamma_x + \gamma_g + \gamma_t t + \varepsilon_{mt} \right] h_{it}$$

### 3.1.1 Equação de regressão estrutural para a margem intensiva

Resolvo o problema da margem intensiva como de costume para problemas de programação dinâmica contínua. Primeiro, assumo uma solução interior, aproveitando a estrutura de custos convexos e receitas lineares. Em seguida, tomo a condição de primeira ordem para o problema de maximização do lado direito e a condição do envelope da função valor. Combinando essas duas, posso derivar uma equação de Euler sobre as variáveis observáveis. Assumo expectativas racionais para obter um modelo de regressão em  $h_{mt+1}$ , considerando valores realizados como medidas ruidosas de expectativas. A derivação pode ser encontrada no Apêndice C.1.

$$\begin{aligned} h_{mt+1} = & \alpha_p \frac{(1 + \phi)}{\delta} p_{mt+1} - \alpha_p \frac{1}{\delta} \frac{1}{\beta} p_{mt} \\ & - \mathbf{x}_{mt+1} \frac{\gamma_x}{\delta} - \frac{\gamma_g}{\delta} - (t + 1) \frac{\gamma_t}{\delta} \\ & + \eta_{mt} + \mu_{mt} \end{aligned} \quad (2)$$

Onde  $\eta_{it}$  é um erro de expectativa, definido como a diferença entre valores esperados e realizados das variáveis observáveis. E  $\mu_{it}$  é o erro estrutural. Eles são dados por:

$$\begin{aligned} \eta_{mt} = & \alpha_p \frac{(1 + \phi)}{\delta} \left[ \mathbb{E}_t[p_{mt+1}] - p_{mt+1} \right] \\ & - \frac{\gamma_x}{\delta} \left[ \mathbb{E}_t[\mathbf{x}_{mt+1}] - \mathbf{x}_{mt+1} \right] \\ & - \frac{1}{\delta} \left[ \mathbb{E}_t[\varepsilon_{mt+1}] - \varepsilon_{mt+1} \right] \\ \mu_{mt} = & -\frac{1}{\delta} \varepsilon_{mt+1} \end{aligned} \quad (3)$$



## 3.2 Margem extensiva

Agora descrevo a decisão de uso da terra de um pecuarista. O uso atual da terra em um lote é dado por  $k \in \{0, 1\}$ , onde 0 representa vegetação natural e 1 representa pastagens. Se  $k = 0$ , o lote começa  $t$  florestado e o agente enfrenta uma escolha discreta  $j \in J = \{0, 1\}$ , decidindo sobre sua margem extensiva. Quando os agentes decidem sobre essa margem, eles enfrentam choques não observáveis  $\nu_{it} = \nu_{ijt}$ ,  $j \in \{0, 1\}$ . Para simplicidade, aqui agrupo os vetores  $\omega_{it}$  e  $\varepsilon_{it}$ , de variáveis observáveis e não observáveis, em um único vetor de estado  $s_{mt}$ .

Se os pecuaristas escolhem  $j = 0$ , eles extraem retornos das atividades florestais e enfrentam a mesma escolha no próximo período. Alternativamente, se escolhem  $j = 1$ , o lote é desmatado e convertido em pastagens. Os agentes pagam um custo de conversão e extraem retornos da pecuária, para a qual enfrentam escolhas de margem intensiva, primeiro no tamanho inicial do rebanho e depois nas taxas de consumo a cada período. O desmatamento é uma ação terminal e encerra o problema de escolha discreta.

Assumo utilidade aleatória, independência condicional e erros do tipo valor extremo. Essas suposições são detalhadas abaixo e são padrão na literatura de escolha discreta dinâmica (Arcidiacono and Ellickson 2011).

**Assumption 2.** *Os pagamentos condicionais do agente  $\pi(j, s_{mt}, \nu_{it})$  para a margem extensiva são separáveis aditivamente no choque não observável  $\nu_{it}$ .*

**Assumption 3.** *As variáveis de estado seguem um processo de Markov e são independentes dos choques não observáveis da margem extensiva, condicional ao estado atual.*

$$F(s_{mt+1} \mid s_{mt}, j, \nu_{it}) = F(s_{mt+1} \mid s_{mt})$$

**Assumption 4.** *Os choques da margem extensiva  $\nu_{ijt}$  são independentes e identicamente distribuídos ao longo do tempo e das escolhas, seguindo uma distribuição do tipo Valor Extremo Tipo I.*

### 3.2.1 Equação de regressão estrutural para a margem extensiva

Uma derivação detalhada para a seguinte condição pode ser encontrada no Apêndice C.2. O lado direito representa o valor de corte acima do qual o pecuarista prefere converter o lote para pastagem em  $t$  em vez de mantê-lo florestado e convertê-lo em  $t + 1$ .

$$\log\left(\frac{\rho_{mt}}{1 - \rho_{mt}}\right) - \beta \log(\rho_{mt+1}) + \beta\gamma = -\Psi(s_{mt}) + \beta\Psi(s_{mt+1}) \quad (4)$$

$$- \alpha_b b_m + \delta \frac{\beta}{2} (h_{mt+1})^2 \quad (5)$$

$$+ \eta_{it}^e + \mu_{it}^e \quad (6)$$



Onde  $\eta_{it}^e$  é um erro de expectativa, e  $\mu_{it}^e$  um erro estrutural, dados por:

$$\begin{aligned}\eta_{mt}^e &= \beta \left[ \mathbb{E}_t[\log(\rho_{mt+1})] - \log(\rho_{mt+1}) \right. \\ &\quad + \mathbb{E}_t[\Psi(\mathbf{s}_{mt+1})] - \beta\Psi(\mathbf{s}_{mt+1}) \\ &\quad \left. - [\mathbb{E}_t[\xi_{mt+1}] - \xi_{mt+1}] \right] \\ \mu_{mt}^e &= -\beta\xi_{mt+1}\end{aligned}\tag{7}$$

Em seguida, forneço mais estrutura à função de custo da margem extensiva, incorporando explicitamente fatores análogos aos utilizados na especificação de custo da margem intensiva. Isso serve a dois propósitos principais. Primeiro, captura o impacto de uma maior qualidade das pastagens no uso de insumos limitados, como fertilizantes ou crédito, que influenciam os custos de conversão da terra. Isso testa a hipótese de Borlaug, de que melhorias na produtividade podem reduzir a expansão da terra. Segundo, fornece controles para outros determinantes dos custos de conversão, melhorando a consistência do modelo. Especificamente, defino a função  $\Psi(\cdot)$  como:

$$\Psi(\mathbf{s}_{mt}) = \mathbf{x}_{it}\gamma_x^e + \gamma_g^e + \gamma_t^e t$$

Portanto, o termo  $-\Psi(\mathbf{s}_{mt}) + \beta\Psi(\mathbf{s}_{mt+1})$  pode ser escrito da seguinte forma:

$$\begin{aligned}-\Psi(\mathbf{s}_{mt}) + \beta\Psi(\mathbf{s}_{mt+1}) &= [\beta\mathbf{x}_{it+1} - \mathbf{x}_{it}]\gamma_x^e \\ &\quad + (\beta - 1)\gamma_g^e \\ &\quad + \gamma_t^e (\beta + (\beta - 1)t)\end{aligned}$$

Finalmente, obtenho a seguinte equação de regressão para a margem extensiva.

$$\begin{aligned}\log\left(\frac{\rho_{mt}}{1 - \rho_{mt}}\right) - \beta \log(\rho_{mt+1}) + \beta\gamma &= [\beta\mathbf{x}_{it+1} - \mathbf{x}_{it}]\gamma_x^e \\ &\quad + (\beta - 1)\gamma_g^e + \gamma_t^e (\beta + (\beta - 1)t) \\ &\quad - \alpha_b b_m + \delta \frac{\beta}{2} (h_{mt+1})^2 \\ &\quad + \eta_{it}^e + \mu_{it}^e\end{aligned}$$

(8)

## 4 Identificação e estimação

### 4.1 Configuração geral

Este capítulo detalha a estratégia de identificação e a abordagem de estimação para as equações estruturais (de Euler) do modelo. As equações são estimadas no nível municipal, focando tanto na margem intensiva quanto na margem extensiva da pecuária. A identificação dos parâmetros

baseia-se em uma combinação de efeitos fixos, variáveis instrumentais e calibração, com pressupostos-chave fundamentados na literatura.

Para a **margem intensiva**, estimo a equação de regressão 2 desenvolvida no modelo estrutural. Nesta equação,  $h_{mt+1}$  denota o tamanho do rebanho no início do período  $t+1$ , capturando o estoque de gado disponível para a produção futura. Os termos  $p_{mt}$  e  $p_{mt+1}$  correspondem aos preços locais do gado nos tempos  $t$  e  $t+1$ , respectivamente, refletindo as condições de mercado que influenciam as decisões dos pecuaristas. A variável  $x_{mt+1}$  representa um vetor de covariáveis observáveis — como temperatura, acesso ao mercado, custo de transporte e qualidade da pastagem — que afetam os custos de produção. O termo  $\gamma_g$  captura os efeitos fixos de bioma, os quais consideram diferenças nos custos e restrições do manejo do rebanho entre ecossistemas, mitigando vieses decorrentes da heterogeneidade regional não observada. O parâmetro  $\gamma_t$  captura uma tendência temporal para refletir dinâmicas ao longo do tempo. Por fim,  $\eta_{mt}$  e  $\mu_{mt}$  representam um erro de expectativa e um erro estrutural que captura choques idiossincráticos, respectivamente.

Para a **margem extensiva**, estimo a equação estrutural 8 do modelo. Nesta equação,  $\rho_{mt}$  representa a probabilidade de conversão de uma área de terra em pastagem no tempo  $t$  dentro do município. A variável  $x_{it}$  é o mesmo vetor de covariáveis que influenciam os custos dos pecuaristas, incluindo fatores como a qualidade da pastagem. O termo  $b_m$  mede a densidade de biomassa de carbono no município, conforme medido no ano 2000. O tamanho ótimo do rebanho para o período subsequente,  $h_{mt+1}$ , conecta a margem extensiva às expectativas futuras de manejo do rebanho derivadas da margem intensiva. Finalmente,  $\eta_{it}^e$  e  $\mu_{it}^e$  capturam o erro de expectativa e os choques idiossincráticos nas decisões de uso da terra.

Os erros de expectativa, que refletem a diferença entre expectativas e realizações, exigem o uso de instrumentos para lidar com possíveis problemas de endogeneidade. Para a margem intensiva, conforme descrito nas equações 3, os erros de expectativa estão inerentemente correlacionados com preços e fatores de custo que variam no tempo, especialmente a qualidade da pastagem. Na margem extensiva, conforme indicado nas equações 7, a endogeneidade surge unicamente da correlação entre os erros de expectativa e os fatores de custo. Para tratar essas questões, utilizo como instrumento para os preços uma variável shift-share derivada de choques exógenos às importações agrícolas da China. Para a qualidade da pastagem, utilizo como instrumento os valores mínimos mensais do Índice de Severidade de Seca de Palmer (PDSI) do ano anterior, aplicável a ambas as margens. Uma descrição detalhada da construção desses instrumentos é fornecida no Apêndice C.3.

## 4.2 Dados utilizados

Emprego dados de satélite de alta resolução sobre uso da terra e qualidade da pastagem, desenvolvidos pelo *Projeto MapBiomass*. O Censo Agropecuário do IBGE fornece dados sobre o rebanho bovino por município, os quais complemento com informações da Pesquisa da Pecuária Municipal, também do IBGE. Os preços locais do gado são estimados combinando dados de vendas e receitas do Censo com o Indicador do Boi Gordo do CEPEA. Utilizo

Table 1: Resultados da Regressão IV da Margem Intensiva

	$h_{mt+1}$	Parameters
$p_{mt}$	-0.0188*** 0.0071	$-\frac{\alpha_p}{\delta\beta}$
$p_{mt+1}$	0.0198*** 0.0071	$\frac{\alpha_p(1+\phi)}{\delta}$
Pasture Quality ( $x_{mt+1}$ )	1.3111** 0.5629	$-\frac{\gamma_{pasture}}{\delta}$
Year	0.2904** 0.1324	$-\frac{\gamma_t}{\delta}$
Num.Obs.	6487	
Controls	Temp.; Past.Suit.; Mkt.Acc.; Transp.Cost.	
Fixed Effects	Biome	
F (2nd stage)	108.51	
F (1st stage: $p_{mt}$ )	49.9809	
F (1st stage: $p_{mt+1}$ )	47.7408	
F (1st stage: Past. Qual.)	38.0575	
Clustered SE	Yes (Municipality)	

\* p | 0.1, \*\* p | 0.05, \*\*\* p | 0.01

Erros-padrão agrupados no nível municipal. Efeitos fixos de bioma. Controles: adequação da pastagem, acesso ao mercado, custo de transporte, temperaturas mínima e máxima médias. Variáveis shift-share utilizadas como instrumentos para preços. O Índice de Severidade de Seca de Palmer (PDSI) foi utilizado como instrumento para a qualidade da pastagem.

polígonos municipais temporalmente consistentes ao longo da análise. Para construir instrumentos de preço, utilizo dados de fluxos comerciais internacionais por produto do BACI CEPII e dados sobre biomassa de carbono acima do solo do World Forest Watch para estimar a valoração do carbono pelos pecuaristas. Como covariáveis, utilizo controles climáticos, custos de transporte, acesso ao mercado e adequação da pastagem. Para uma descrição detalhada das fontes de dados utilizadas, consulte o Apêndice A.

### 4.3 Resultados

A Tabela 1 apresenta os resultados da segunda etapa da estimação para a regressão com variável instrumental da equação estrutural da margem intensiva, incorporando efeitos fixos de bioma e um conjunto completo de controles. Os resultados correspondentes da primeira etapa são fornecidos no Apêndice D.1. Como verificação de robustez, o Apêndice D.2 inclui resultados de duas especificações adicionais que empregam efeitos fixos municipais, com e sem instrumentação. Os coeficientes nessas especificações alternativas mantêm o mesmo sinal que os resultados principais, mas suas magnitudes são atenuadas.

Table 2: Resultados da Regressão IV da Margem Extensiva

	$\log\left(\frac{\rho_{mt}}{1-\rho_{mt}}\right) - \beta \log(\rho_{mt+1}) + \beta\gamma$	Parameters
$\frac{\beta}{2}(h_{mt+1})^2$	0.2964** (0.1469)	$\delta$
Pasture Quality ( $\beta x_{mt+1} - x_{mt}$ )	6.8196*** (0.7412)	$\gamma_{pasture}^e$
$b_m$	0.0011*** (0.0002)	$-\alpha_b$
$(\beta + (\beta - 1)t)$	-0.0762*** (0.0234)	$\gamma_t^e$
Num.Obs.	6210	
Controls	Temp.; Past.Suit.; Mkt.Acc.; Transp.Cost.	
F (2nd stage)	15.7038	
F (1st stage: Past. Qual.)	715.7339	
Clustered SE	Yes (Municipality)	

\* p | 0.1, \*\* p | 0.05, \*\*\* p | 0.01

Erros-padrão agrupados no nível municipal. Controles: adequação da pastagem, acesso ao mercado, custo de transporte, temperaturas mínima e máxima médias. Todos os controles variáveis no tempo foram calculados como uma diferença intertemporal da forma  $\beta x_{mt+1} - x_{mt}$ . O Índice de Severidade de Seca de Palmer (PDSI) foi utilizado como instrumento para a diferença intertemporal na qualidade da pastagem.

Os resultados da segunda etapa da estimação da equação estrutural da margem extensiva podem ser vistos na Tabela 8, também com efeitos fixos de bioma e controles. O Apêndice D.3 exibe os resultados da primeira etapa para este modelo. Exercícios empíricos alternativos<sup>5</sup> com dados de pesquisas de maior frequência, porém menos precisos, descritos na Seção A.2, são apresentados no Apêndice D.4, com e sem instrumentos. Os resultados são próximos aos da especificação principal, especialmente quando os instrumentos são empregados.

O modelo estrutural completo é subidentificado em seus parâmetros. A identificação é alcançada por meio da calibração do fator de desconto intertemporal  $\beta$ . Essa é uma prática comum na literatura, pois o fator de desconto geralmente não é identificado em modelos dinâmicos (Magnac et al. 2002). Assumo  $\beta = 0.9$ . Com essa calibração, as estimativas da margem intensiva permitem identificar os parâmetros  $(\phi, \alpha_p/\delta, \gamma_x/\delta, \gamma_g/\delta, \gamma_t/\delta)$ . E a partir das estimativas da margem extensiva, identifico  $(\delta, \alpha_b, \gamma_x^e, \gamma_g^e, \gamma_t^e)$ . Em seguida, utilizo  $\delta$  para extrair

<sup>5</sup>Note que para a margem extensiva um parâmetro crucial ( $\alpha_b$ ) é estimado a partir de uma variável específica do município e invariável no tempo ( $b_m$ ). Portanto, um exercício com efeitos fixos municipais não é viável para a margem extensiva como foi para a margem intensiva, pois o parâmetro de biomassa de carbono seria absorvido pelos efeitos fixos.

Table 3: Parâmetros Estruturais

Parameter	Value	Scaled by $\alpha_p$ (R\$)
$\phi$	0.1684	
$\delta$	0.2964	
$\alpha_p$	0.0050	
$\alpha_b$	-0.0011	-0.22
<b>Intensive margin cost factors</b>		
$\gamma_{pasture}$	-0.3887	-77.29
$\gamma_t$	-0.0861	-17.12
$\gamma_g : g = amazonia$	174.7659	34755.92
$\gamma_g : g = caatinga$	174.8613	34774.89
$\gamma_g : g = cerrado$	174.8432	34771.29
$\gamma_g : g = mata atlantica$	174.8058	34763.86
$\gamma_g : g = pampa$	174.8677	34776.17
$\gamma_g : g = pantanal$	174.7419	34751.14
<b>Extensive margin cost factors</b>		
$\gamma_{pasture}^e$	6.8196	1356.22
$\gamma_t^e$	-0.0762	-15.16
$\gamma_g^e : g = amazonia$	157.3413	31290.67
$\gamma_g^e : g = caatinga$	154.0151	30629.18
$\gamma_g^e : g = cerrado$	155.2466	30874.09
$\gamma_g^e : g = mata atlantica$	156.0026	31024.44
$\gamma_g^e : g = pampa$	156.1444	31052.64
$\gamma_g^e : g = pantanal$	153.6928	30565.09

$(\alpha_p, \gamma_x, \gamma_g, \gamma_t)$  em níveis e dividido por  $\alpha_p$  para calcular todos os parâmetros relevantes em termos monetários. Os resultados são apresentados na Tabela 3.

## 4.4 Comentários

Os coeficientes estimados para preços estão alinhados com as previsões da literatura sobre ciclos pecuários. O coeficiente de  $p_{mt}$  é negativo, enquanto o coeficiente de  $p_{mt+1}$  é positivo. Isso indica que um aumento temporário nos preços atuais  $p_{mt}$ , não esperado para persistir no ano seguinte, motiva os produtores a aumentar o consumo do rebanho no presente, reduzindo assim o tamanho do rebanho no período subsequente. Por outro lado, se os produtores em  $t$  antecipam um aumento de preço apenas em  $t + 1$ , eles são incentivados a reduzir o consumo atual do rebanho para capitalizar preços mais altos posteriormente, resultando em um rebanho maior no ano seguinte. Além disso, estimo uma taxa de crescimento biológico  $\phi$  de 16,84%, que é consistente com os volumes agregados de abate em relação ao rebanho nacional<sup>6</sup>.

Um coeficiente negativo para a qualidade da pastagem ( $\gamma_{pasture}$ ) na margem intensiva indica

<sup>6</sup>Para estimativas aproximadas, pode-se aplicar a equação de evolução do estoque de gado aos dados agregados nacionais da *Pesquisa da Pecuária Municipal* e da *Pesquisa Trimestral do Abate de Animais*, ambas do IBGE, obtendo taxas de crescimento semelhantes.

que uma qualidade inferior da pastagem em um município aumenta os custos marginais de manejo do rebanho, reduzindo assim as taxas ótimas de lotação. Por outro lado, uma melhoria na qualidade da pastagem diminui esses custos marginais, permitindo maiores taxas ótimas de lotação. Essa relação está alinhada com a intuição econômica, pois pastagens de melhor qualidade suportam maior produção de forragem e reduzem a necessidade de insumos por unidade de gado.

Na margem extensiva, o coeficiente para a qualidade da pastagem ( $\gamma_{pasture}^e$ ) é positivo, sugerindo uma dinâmica diferente. Uma redução na qualidade da pastagem incentiva taxas mais altas de conversão de terra, possivelmente porque os produtores procuram expandir a área disponível para pastagem para compensar a menor produtividade das pastagens existentes. Por outro lado, melhorias na qualidade da pastagem aumentam o custo efetivo da conversão de terras. Isso pode refletir uma maior demanda por insumos complementares ou maior dependência de crédito, ambos tornando a expansão menos lucrativa.

Os coeficientes dos parâmetros de tendência temporal dos custos ( $\gamma_t, \gamma_t^e$ ) são ambos negativos, indicando que os custos de manejo do rebanho e conversão de terras diminuíram entre 2006 e 2017. Isso provavelmente reflete avanços tecnológicos, melhorias na infraestrutura ou mudanças nas políticas que reduziram os custos ao longo do tempo. A queda nos custos de conversão também pode resultar da expansão das redes de transporte ou de outros desenvolvimentos que reduziram barreiras à mudança no uso da terra, como flexibilização das regulamentações ambientais.

O coeficiente próximo de zero e negativo para a biomassa de carbono ( $\alpha_b$ ) sugere que, em média, os produtores brasileiros não atribuem valor monetário implícito aos estoques de carbono. Esse achado reforça a noção de que, na ausência de incentivos políticos eficazes, a conservação de carbono desempenha um papel insignificante nas decisões de uso da terra. O resultado é ainda mais preocupante do que os achados de Araujo et al. (2024), que encontram uma valorização pequena, mas positiva, do carbono para propriedades na Amazônia, onde políticas de comando e controle tiveram algum sucesso na redução do desmatamento. Tanto nos meus achados quanto nos deles, a valorização implícita da biomassa de carbono pelos produtores está muito abaixo do nível eficiente — aquele que se alinharia ao custo social do carbono (SCC). Uma estimativa recente de Barrage et al. (2024) coloca o SCC em \$66,00 por tonelada (em dólares de 2019), evidenciando a enorme discrepância entre a valoração privada dos produtores e o custo externo do carbono.

Na seção seguinte, realizo dois exercícios contrafactuais usando os resultados da estimação do modelo estrutural. Os parâmetros  $\gamma_{pasture}, \gamma_{pasture}^e$  e  $\delta$  são usados para simular os efeitos de um conjunto hipotético de políticas de recuperação de pastagens, separando seus impactos concorrentes nas margens intensiva e extensiva. Além disso, ao modificar o parâmetro  $\alpha_b$ , avalio as implicações de aumentar a valoração dos produtores sobre a biomassa de carbono, por meio de mecanismos como um imposto sobre o carbono, até o custo social do carbono.

Table 4: Cenário de referência

Variable	Predicted	Observed	Relative error
Land conversion ( $10^4 km^2$ )	4.3169	4.1160	0.0488
Carbon emissions (Gt $CO_2$ )	1.1724	1.1211	0.0458

## 5 Contrafactuais

### 5.1 Abordagem geral

Nesta seção, avalio dois conjuntos de políticas contrafactuais e seus impactos sobre a conversão de terras e as emissões de carbono. Esses cenários são comparados aos valores preditos pelo modelo de referência, que servem como um ponto de comparação para a análise das potenciais reduções na conversão de terras e nas emissões de carbono. Os contrafactuais representam cenários hipotéticos de políticas alternativas de recuperação de pastagens e tributação de carbono aplicadas durante o período do estudo à amostra em análise.

Diferentemente de contextos estáveis, onde um cenário de estado estacionário pode ser calculado a partir de uma distribuição estacionária de probabilidades condicionais, como em Araujo et al. (2024), a natureza não estacionária deste estudo exige uma metodologia distinta para estimar os contrafactuais. Adoto a abordagem descrita por Hsiao (2024), desenvolvida para um contexto não estacionário semelhante.

Com esse método, introduzo perturbações de política de curto prazo, mantendo constantes as condições de mercado de longo prazo. Como os agentes são prospectivos e o modelo assume ausência de dependência de trajetória, as probabilidades condicionais de longo prazo permanecem inalteradas. Os impactos das políticas contrafactuais são estimados diretamente a partir das equações de Euler do modelo. A partir dessas equações, calculo novas probabilidades condicionais de curto prazo, retrocedendo a partir das probabilidades inalteradas de longo prazo. Essas probabilidades revisadas são então utilizadas para estimar as taxas contrafactuais de conversão de terras (multiplicando as novas probabilidades pela área do município) e as emissões contrafactuais de carbono (multiplicando a nova conversão de terras pela densidade de carbono por hectare).

Para validar o modelo, aplico a mesma abordagem de estimação sem introduzir mudanças de política, gerando previsões de referência para conversão de terras e emissões. Esse cenário de referência exhibe a conversão de milhões de hectares de vegetação natural para pastagens e bilhões de toneladas de  $CO_2$  emitidas. Essas previsões estão alinhadas com os valores observados, demonstrando a robustez do modelo. A Tabela 4 apresenta as previsões do modelo ao lado dos dados observados, com seus erros relativos. O modelo superestima ligeiramente a conversão de terras e as emissões de carbono, indicando um bom nível de precisão preditiva.



## 5.2 Recuperação de pastagens

Para o primeiro exercício contrafactual, avalio os impactos de políticas voltadas à promoção da recuperação generalizada de pastagens. Essas políticas são implementadas por meio da imposição de um limite mínimo para a participação de pastagens de alta qualidade em cada município. Especificamente, municípios onde a proporção de pastagens de alta qualidade fica abaixo do mínimo estabelecido pela política passam por esforços de recuperação para atingir esse patamar. A política eleva gradualmente esse limite em incrementos sucessivos, culminando em um cenário onde todas as pastagens da área de estudo são totalmente restauradas à alta qualidade.

Para cada cenário de política, calculo as taxas contrafactuais de conversão de terras e emissões de  $CO_2$ , comparando-as aos valores estimados pelo modelo de referência. A referência serve como um ponto de comparação, representando a conversão estimada na ausência de intervenção política. O Painel A da Tabela 5 resume a redução total da conversão de terras e o abatimento de carbono ao longo dos diferentes cenários de recuperação.

A separação das margens intensiva e extensiva no modelo estrutural permite a identificação dos efeitos concorrentes da qualidade das pastagens sobre as taxas de conversão de terras. Os resultados da estimação revelam duas dinâmicas opostas:

**Efeito Borlaug:** A maior qualidade das pastagens está associada ao aumento dos custos de conversão, conforme indicado pelo coeficiente positivo  $\gamma_{pasture}^e$  na margem extensiva. A melhoria na qualidade das pastagens desencoraja a conversão de terras ao tornar a expansão menos lucrativa, possivelmente devido à maior necessidade de insumos complementares ou a restrições de crédito mais rígidas. Isso está alinhado com a *hipótese de Borlaug*, segundo a qual ganhos de produtividade reduzem a pressão pela expansão da terra.

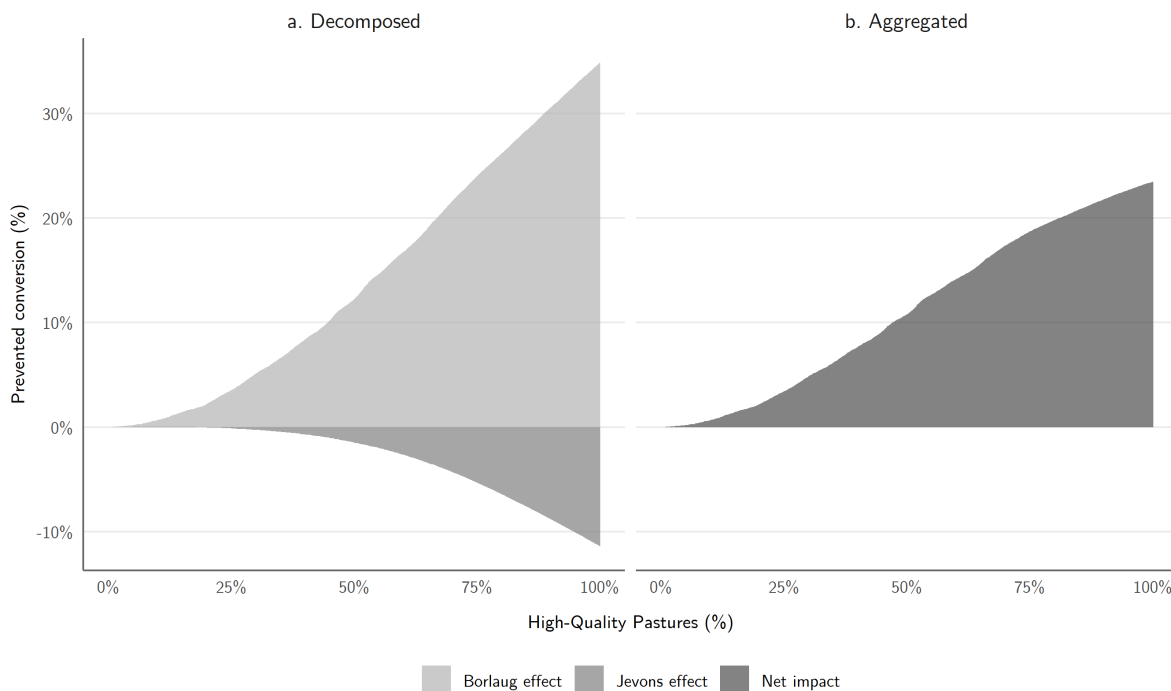
**Efeito Jevons:** Na margem intensiva, um coeficiente  $\gamma_{pasture}$  negativo indica que a melhoria da qualidade das pastagens reduz os custos marginais, elevando as taxas ótimas de lotação. Além disso, um coeficiente  $\delta$  positivo implica que taxas ótimas de lotação mais altas aumentam os retornos do uso da terra, incentivando a conversão de terras. Esse efeito reflete o *Paradoxo de Jevons*, segundo o qual ganhos de eficiência podem levar ao aumento do uso de recursos.

Estimo o impacto da recuperação de pastagens de forma desagregada nos efeitos Borlaug e Jevons, bem como seu resultado líquido. O **Efeito Borlaug** é isolado ao estimar o impacto contrafactual do aumento da qualidade das pastagens exclusivamente através da margem extensiva, sem considerar os impactos indiretos da margem intensiva. Isso representa a redução máxima possível da conversão de terras caso apenas os efeitos de economia de terra da recuperação de pastagens estivessem em jogo. Já o **Efeito Jevons** é calculado como a diferença entre o efeito Borlaug e o impacto líquido das políticas de recuperação de pastagens. Ele equivale a computar apenas o impacto indireto de  $\gamma_{pasture}$  via  $\delta$ .

Essa decomposição é ilustrada na Figura 1, que mostra como os efeitos Borlaug e Jevons evoluem à medida que o limite mínimo de participação de pastagens de alta qualidade imposto pela política aumenta. Além disso, o Apêndice D.5 apresenta uma análise semelhante, focada na decomposição do potencial de abatimento de carbono sob esses cenários de política.

Os resultados indicam que uma política hipotética que alcançasse a recuperação com-

Figure 1: Contrafactual de recuperação de pastagem



Esta figura mostra a conversão de terra potencialmente evitada em um cenário contrafactual de recuperação de pastagens. O eixo X representa a participação mínima de pastagens de alta qualidade definida pela política em cada município. O eixo Y mostra a conversão evitada em relação ao cenário de referência para cada nível de política. O painel (a) apresenta a desagregação entre os efeitos de Borlaug e Jevons, enquanto o painel (b) exibe o efeito líquido.

pleta das pastagens para alta qualidade poderia ter evitado até 23,5% da conversão de terras em pastagens observada durante o período de estudo. Esse resultado está alinhado com a hipótese de Borlaug, uma vez que melhorias na qualidade das pastagens reduzem a pressão pela expansão da terra. No entanto, um exame mais detalhado dos efeitos desagregados revela uma nuance importante. Enquanto a redução potencial máxima da conversão de terras pelo *efeito Borlaug* é estimada em 33%, aproximadamente um terço dessa redução é anulado pelo efeito oposto, o *efeito Jevons*. Em outras palavras, os incentivos à conversão impulsionados pelo aumento da produtividade da terra e dos retornos atenuam substancialmente o potencial de conservação dessa política.

### 5.3 Uso da terra carbono-eficiente

O segundo cenário contrafactual avalia o uso da terra carbono-eficiente, no qual os agentes internalizam completamente os custos externos das emissões de carbono, seguindo a abordagem de Araujo et al. (2024). Isso é alcançado ao alinhar o valor privado percebido dos estoques de carbono ( $\alpha_b/\alpha_p$ ) com o custo social do carbono, estimado em R\$66,00 por tonelada de  $CO_2$  (Barrage et al. 2024). Conceitualmente, isso corresponde à implementação de um imposto ótimo de *first-best*, perfeitamente aplicável, sobre mudanças no uso da terra<sup>7</sup>. Por

<sup>7</sup>A estimativa do custo social do carbono (SCC) é um valor presente medido em dólares de 2019. Primeiro, calculo seu equivalente de anuidade com uma taxa de juros anual de 10% ( $1 - \beta$ ). Em seguida, converto para

Table 5: Resumo da conversão de terra evitada e das emissões de  $CO_2$  nos cenários contrafactuais

Policy	Prevented Land Conversion		Prevented $CO_2$ Emissions	
	Area ( $10^4 km^2$ )	vs. Baseline (%)	Volume (Gt $CO_2$ )	vs. Baseline (%)
<b>A: Pasture Recovery</b>				
25%	0.15	3.4%	0.01	1.2%
50%	0.47	10.8%	0.07	6.0%
75%	0.81	18.7%	0.18	15.0%
100%	1.01	23.5%	0.26	21.8%
<b>B: Carbon Tax</b>				
\$0.5	1.10	25.5%	0.42	36.1%
\$1	1.81	42.0%	0.68	57.7%
\$2	2.62	60.6%	0.93	79.1%
\$5	3.46	80.1%	1.11	94.5%
\$10	3.86	89.4%	1.15	98.2%
\$20	4.09	94.8%	1.17	99.4%
\$66	4.27	98.9%	1.17	99.9%

Esta tabela apresenta os resultados para a conversão de vegetação natural em pastagem evitada e as emissões de  $CO_2$  evitadas para diferentes níveis de recuperação de pastagens e diferentes taxas de imposto sobre o carbono. As colunas (3) e (5) representam, respectivamente, as conversões evitadas e as emissões evitadas em relação às estimativas de conversão e emissão no cenário base.

outro lado, o aumento do valor percebido do carbono também pode ser interpretado como a valorização monetária privada de políticas ambientais mais rigorosas.

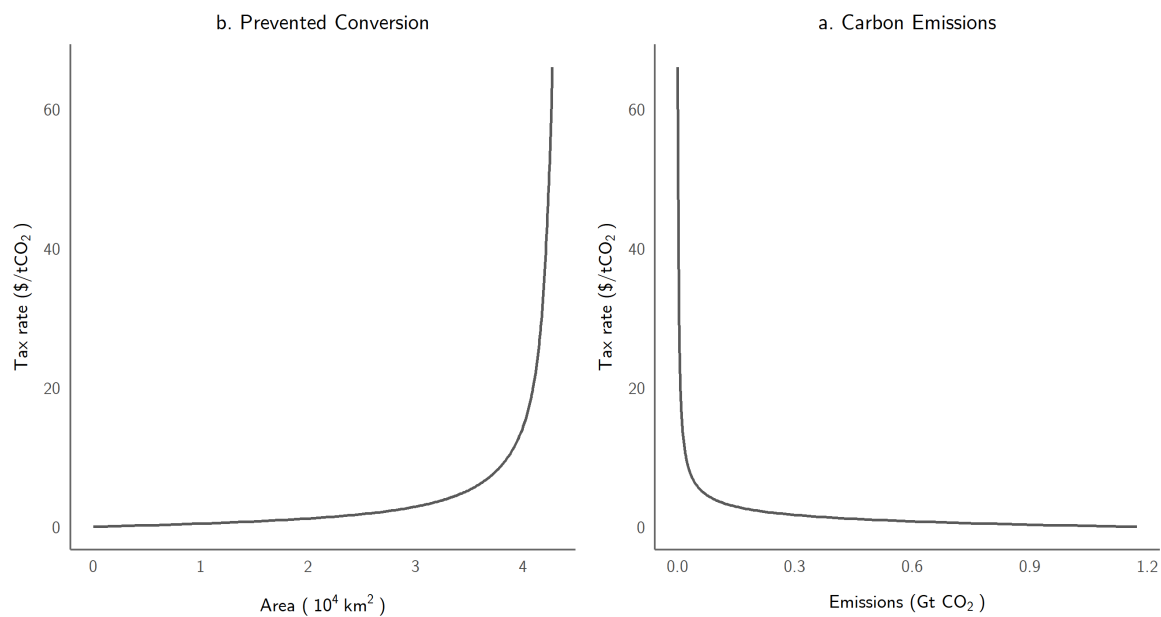
Simulo vários cenários nos quais um imposto sobre carbono é aplicado, variando de R\$0/t $CO_2$  a R\$66/t $CO_2$ , o valor no qual a eficiência de carbono é alcançada. Os resultados são resumidos no Painel B da Tabela 5. No cenário de eficiência de carbono, 98,9% da conversão de terras prevista e 99,9% das emissões de carbono teriam sido evitadas. Notavelmente, o impacto do imposto sobre carbono é altamente convexo. Embora a preservação total exija a imposição de custos elevados, a maior parte da conservação da terra e da mitigação de emissões de carbono é alcançada com níveis de imposto relativamente modestos. Por exemplo, com um imposto de carbono de apenas R\$10/ton, 89% da conversão de terras e 98% das emissões de carbono seriam evitadas. Esses resultados são ilustrados na Figura 2, que destaca a relação convexa entre a taxa de imposto e as reduções na conversão de terras e emissões. Esse padrão é altamente consistente com as descobertas de Araujo et al. (2024) para a Amazônia.

### 5.4 Comparação

Nesta seção, comparo os impactos potenciais das duas políticas contrafactuais: recuperação de pastagens e uso da terra eficiente em carbono. A Figura 3 fornece uma comparação visual

reais usando a taxa de câmbio média de 2019, R\$3,9445 por dólar. Finalmente, atualizo para reais de 2022 utilizando o Índice de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA).

Figure 2: Contrafactual de taxaço do carbono



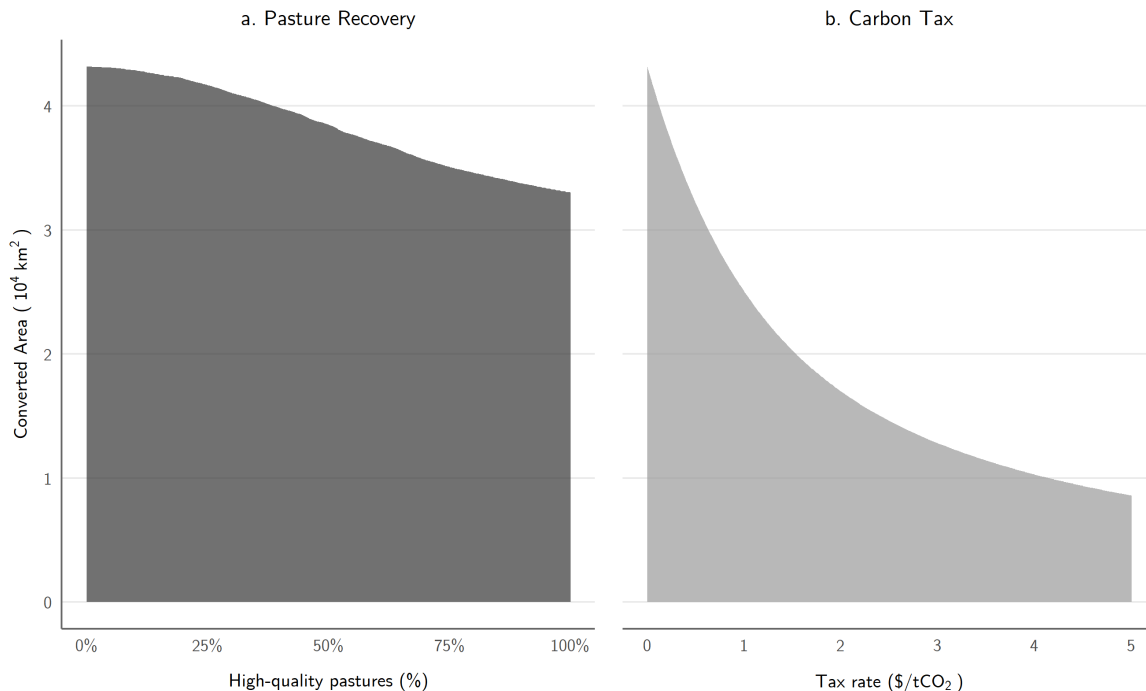
Esta figura mostra o impacto de diferentes níveis de taxaço de carbono na conversão de terras evitada e nas emissões de carbono. No painel (a), o eixo X representa a área com vegeta  o natural, em 10<sup>4</sup>km<sup>2</sup> (milhões de hectares), enquanto no painel (b), o eixo X representa as emissões de CO<sub>2</sub>. Em ambos os painéis, o eixo Y indica a taxa de imposto, em \$/tCO<sub>2</sub>.

da área total convertida em cada cenário de política. O painel esquerdo ilustra os resultados de uma política de recupera  o de pastagens, onde as taxas de recupera  o variam de 0% a 100%. O painel direito apresenta os efeitos de uma política de taxaço de carbono, variando de R\$0 a R\$5/tCO<sub>2</sub>, ponto em que 80% das conversões de terra já são evitadas.

A compara  o revela que os impostos sobre o carbono são significativamente mais eficazes na preven  o da conversão de terras. A redu  o máxima alcançada por meio de uma política de recupera  o de pastagens atinge um limite de 23,5%, mesmo na recupera  o total (100% de pastagens de alta qualidade). Em contraste, esse nível de conversão evitada    alcançado com um imposto sobre carbono inferior a R\$1/tCO<sub>2</sub>. Essa diferença marcante destaca a maior eficiência dos impostos sobre o carbono em alinhar os incentivos privados com os resultados socialmente ótimos para o uso da terra.

Esses achados ressaltam as limita  es relativas das políticas que visam apenas melhorias na produtividade. Embora a recupera  o de pastagens possa mitigar algumas pressões sobre o uso da terra, ela está sujeita a retornos decrescentes e a incentivos econômicos concorrentes, como os capturados pelo *efeito Jevons*. Em contraste, os impostos sobre o carbono internalizam diretamente o custo externo das emissões, tornando-os uma ferramenta muito mais potente para enfrentar o desmatamento e as emissões de carbono associadas.

Figure 3: Comparação de cenários contrafactuais



Esta figura apresenta uma comparação dos dois cenários contrafactuais analisados. O eixo Y representa a área total convertida, em  $10^4 km^2$  (milhões de hectares). O painel (a) mostra os resultados de uma política de recuperação de pastagens, com o eixo X variando entre 0% e 100% de recuperação. O painel (b) apresenta o impacto de uma política de taxaço de carbono, com o eixo X variando de \$0 a \$5/tCO<sub>2</sub>.

## 6 Conclusão

Este artigo analisa os fatores econômicos que influenciam as decisões de uso da terra na agricultura brasileira, com foco nos impactos das melhorias de produtividade agrícola e da eficiência de carbono sobre o desmatamento e as emissões de carbono. Utilizando um modelo estrutural dinâmico, exploro tanto as margens intensiva quanto extensiva das decisões de uso da terra, esclarecendo os incentivos econômicos por trás da conversão de terras e a interação entre ganhos de produtividade e a valoração do carbono.

O modelo estrutural desenvolvido neste estudo captura o comportamento prospectivo, os custos convexos e os efeitos concorrentes das melhorias de produtividade. Em particular, analiso o canal de aumento de produtividade proporcionado pela recuperação de pastagens. Por um lado, a maior qualidade das pastagens eleva os custos de conversão, reduzindo o desmatamento — uma dinâmica consistente com a hipótese de Borlaug. Por outro lado, as melhorias de produtividade também aumentam a rentabilidade da terra, incentivando uma maior conversão — um mecanismo que reflete o paradoxo de Jevons.

Os resultados da estimação do modelo também indicam que os produtores atribuem pouco ou nenhum valor monetário implícito aos estoques de carbono, ressaltando a ausência de incentivos privados para a conservação do carbono. Esse achado sugere uma lacuna significativa entre os incentivos privados para o uso da terra e os resultados socialmente ótimos, dado o custo externo das emissões de carbono.

Realizei duas análises contrafactuais. Primeiro, uma política de recuperação de pastagens, com o objetivo de aumentar a proporção de pastagens de alta qualidade nos municípios. Os resultados mostraram que a recuperação total poderia evitar até 23,5% da conversão de terras durante o período do estudo. No entanto, uma análise desagregada revelou que um terço da redução potencial do efeito Borlaug foi compensado pelo efeito oposto de Jevons. Isso demonstra que, embora políticas voltadas para a produtividade possam reduzir o desmatamento, seu potencial de economia de terra é significativamente atenuado pelo aumento dos retornos econômicos da conversão de terras.

Em seguida, examinei os impactos de uma política de uso eficiente do carbono, na qual os agentes internalizam o custo social das emissões de carbono por meio de um imposto sobre carbono. Os resultados mostram que um imposto de R\$66/tCO<sub>2</sub> — equivalente à estimativa do custo social do carbono — poderia evitar 98,9% da conversão de terras e 99,9% das emissões. Além disso, o impacto do imposto é altamente convexo: a maior parte dos benefícios de conservação e redução de emissões pode ser alcançada com uma alíquota baixa de R\$10/tCO<sub>2</sub>.

A comparação entre as duas políticas destaca a superior eficácia dos impostos sobre o carbono na contenção da conversão de terras e das emissões. Embora o impacto máximo da recuperação de pastagens seja significativo, ele equivale ao efeito de um imposto sobre o carbono inferior a R\$1/tCO<sub>2</sub>. Isso demonstra que políticas que abordam diretamente as emissões de carbono, como a precificação do carbono, são muito mais eficazes e eficientes para alcançar objetivos ambientais.

Esses resultados têm importantes implicações para o desenho de políticas públicas. Primeiro, políticas que visam melhorar a produtividade, embora benéficas para a redução do desmatamento sob certas condições, são limitadas por incentivos econômicos concorrentes. Segundo, a precificação do carbono oferece um mecanismo direto para alinhar os incentivos privados com os objetivos de bem-estar social, constituindo uma ferramenta altamente eficaz para a gestão sustentável do uso da terra. Por fim, a convexidade do impacto do imposto sugere que benefícios ambientais significativos podem ser obtidos a um custo relativamente baixo, tornando a precificação do carbono uma solução politicamente e economicamente viável.

## References

- Abatzoglou, J. T. et al. (2018). “TerraClimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958–2015”. en. In: *Scientific Data* 5.1.
- Abman, R. et al. (2024). *Agricultural Productivity and Deforestation*. en.
- Aguirregabiria, V. et al. (2002). “Swapping the Nested Fixed Point Algorithm: A Class of Estimators for Discrete Markov Decision Models”. In: *Econometrica* 70.4.
- (2007). “Sequential Estimation of Dynamic Discrete Games”. en. In: *Econometrica* 75.1.
- (2010). “Dynamic discrete choice structural models: A survey”. en. In: *Journal of Econometrics* 156.1.

- Angrist, J. D. et al. (2001). "Instrumental Variables and the Search for Identification: From Supply and Demand to Natural Experiments". en. In: *Journal of Economic Perspectives* 15.4.
- Arantes, A. E. et al. (2018). "Livestock intensification potential in Brazil based on agricultural census and satellite data analysis". en. In: *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 53.9.
- Araujo, R. et al. (2020). *Efficient Forestation in the Brazilian Amazon*. en. preprint.
- (2024). *Efficient Conservation of the Brazilian Amazon: Estimates from a Dynamic Model*. en.
- Arcidiacono, P. and P. B. Ellickson (2011). "Practical Methods for Estimation of Dynamic Discrete Choice Models". en. In: *Annual Review of Economics* 3.1.
- Arcidiacono, P. and R. A. Miller (2011). "Conditional Choice Probability Estimation of Dynamic Discrete Choice Models with Unobserved Heterogeneity". In: *Econometrica* 79.6.
- Balboni, C. et al. (2023). "The Economics of Tropical Deforestation". In: *Annual Review of Economics* 15.1.
- Barrage, L. et al. (2024). "Policies, projections, and the social cost of carbon: Results from the DICE-2023 model". en. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences* 121.13.
- Barrozo, M. (2024). "Market Power and Carbon Emissions in the Amazon". en. In.
- Borusyak, K. et al. (2022). "Quasi-Experimental Shift-Share Research Designs". In: *The Review of Economic Studies* 89.1.
- Brazil (2023). *Decreto No. 11.815. Institui o Programa Nacional de Conversão de Pastagens Degradadas em Sistemas de Produção Agropecuários e Florestais Sustentáveis e o seu Comitê Gestor Interministerial*.
- Bustamante, M. M. C. et al. (2012). "Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil". en. In: *Climatic Change* 115.3.
- Calil, Y. C. D. et al. (2019). "Brazil's Agricultural Production and Its Potential as Global Food Supplier". en. In.
- Carlos, S. D. M. et al. (2022). *Custos Da Recuperação De Pastagens Degradadas Nos Estados E Biomas Brasileiros*. pt. Tech. rep. FGV EESP.
- Carreira, I. et al. (2024). "The deforestation effects of trade and agricultural productivity in Brazil". en. In: *Journal of Development Economics* 167.
- Cerri, C. E. P. et al. (2018). "Reducing Amazon Deforestation through Agricultural Intensification in the Cerrado for Advancing Food Security and Mitigating Climate Change". en. In: *Sustainability* 10.4.
- Chomitz, K. M. et al. (1996). "Roads, Land Use, and Deforestation: A Spatial Model Applied to Belize". In: *The World Bank Economic Review* 10.3.
- Clima, O. do (2023). *Análise das emissões de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil: 1970-2022*. pt. Tech. rep. 11. Observatório do Clima.
- Desbureaux, S. et al. (2018). "Rain, forests and farmers: Evidence of drought induced deforestation in Madagascar and its consequences for biodiversity conservation". In: *Biological Conservation* 221.
- Dias-Filho, M. B. (2012). "Desafios da Produção Animal em Pastagens na Fronteira Agrícola Brasileira". pt. In: *Documentos Embrapa Amazônia Oriental* 382.



- Dias-Filho, M. B. (2014). "Diagnóstico das Pastagens no Brasil". pt. In: *Documentos Embrapa Amazônia Oriental* 402.
- (2015). "Estratégias de recuperação de pastagens degradadas na Amazônia brasileira." por. In: *Documentos Embrapa Amazônia Oriental* 411.
- Ehrl, P. (2017). "Minimum comparable areas for the period 1872-2010: an aggregation of Brazilian municipalities". pt. In: *Estudos Econômicos (São Paulo)* 47.
- FAO, ed. (2017). *The future of food and agriculture: trends and challenges*. en. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Feltran-Barbieri, R. et al. (2021). "Degraded pastures in Brazil: improving livestock production and forest restoration". en. In: *Royal Society Open Science* 8.7.
- Goel, S. (2020). *Impact of Beef Prices on Deforestation in the Amazon*. en.
- Hall, R. E. (1978). "Stochastic Implications of the Life Cycle-Permanent Income Hypothesis: Theory and Evidence". In: *Journal of Political Economy* 86.6.
- Hess, S. et al. (2021). "Environmental effects of development programs: Experimental evidence from West African dryland forests". en. In: *Journal of Development Economics* 153.
- Hotz, V. J. et al. (1993). "Conditional Choice Probabilities and the Estimation of Dynamic Models". en. In: *The Review of Economic Studies* 60.3.
- Hsiao, A. (2024). *Coordination and Commitment in International Climate Action*. en.
- IBGE (2024). *Bioma Predominante Por Município Para Fins Estatísticos*.
- Jarvis, L. S. (1974). "Cattle as Capital Goods and Ranchers as Portfolio Managers: An Application to the Argentine Cattle Sector". en. In: *Journal of Political Economy*.
- Jayachandran, S. (2022). "How Economic Development Influences the Environment". en. In: *Annual Review of Economics* 14. Volume 14, 2022.
- Kaimowitz, D. et al. (1998). "Economic Models of Tropical Deforestation A Review". en. In.
- Magnac, T. et al. (2002). "Identifying Dynamic Discrete Decision Processes". en. In: *Econometrica* 70.2,
- Müller-Hansen, F. et al. (2019). "Can Intensification of Cattle Ranching Reduce Deforestation in the Amazon? Insights From an Agent-based Social-Ecological Model". en. In: *Ecological Economics* 159.
- Pacheco, P. L. S. (2021). "Crops substitution and climate change: estimating farmers decisions". pt. In.
- Pagel, J. (2022). "Aid Against Trees? Evidence from a Community-Driven Development Program in the Philippines". en. In: *SSRN Electronic Journal*.
- Pfaff, A. S. (1999). "What Drives Deforestation in the Brazilian Amazon?" en. In: *Journal of Environmental Economics and Management* 37.1.
- Pimentel, D. A. (2021). "Livestock intensification and deforestation: Evidences from the Brazilian cerrado". pt. In.
- Rosen, S. (1987). "Dynamic Animal Economics". en. In: *American Journal of Agricultural Economics* 69.3.
- Rosen, S. et al. (1994). "Cattle Cycles". en. In: *Journal of Political Economy* 102.3.

- Rust, J. (1987). "Optimal Replacement of GMC Bus Engines: An Empirical Model of Harold Zurcher". In: *Econometrica* 55.5.
- Santos, C. O. d. et al. (2022). "Assessing the Wall-to-Wall Spatial and Qualitative Dynamics of the Brazilian Pasturelands 2010–2018, Based on the Analysis of the Landsat Data Archive". en. In: *Remote Sensing* 14.4.
- Scott, P. T. (2014). "Dynamic Discrete Choice Estimation of Agricultural Land Use". en. In.
- Skidmore, M. E. (2023). "Outsourcing the dry season: Cattle ranchers' responses to weather shocks in the Brazilian Amazon". en. In: *American Journal of Agricultural Economics* 105.2.
- Souza, C. M. et al. (2020). "Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine". en. In: *Remote Sensing* 12.17.
- Souza-Rodrigues, E. (2019). "Deforestation in the Amazon: A Unified Framework for Estimation and Policy Analysis". In: *The Review of Economic Studies* 86.6 (311).
- Stokey, N. L. et al. (1989). *Recursive methods in economic dynamics*. Cambridge, Mass: Harvard University Press.
- Strassburg, B. B. et al. (2014). "When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil". en. In: *Global Environmental Change* 28.
- Szerman, D. et al. (2022). "Agricultural Productivity and Deforestation: Evidence from Brazil". en. In.

# Apêndices

Os apêndices estão disponíveis no [Github](#), e estão organizados da seguinte forma:

- **Apêndice A.** Apresenta uma visão detalhada das fontes de dados utilizadas no estudo, incluindo variáveis-chave, unidades de observação e métodos de processamento.
- **Apêndice B.** Discute as definições, causas e consequências do fenômeno da degradação das pastagens.
- **Apêndice C.** Fornece um aprofundamento matemático e metodológico dos principais aspectos técnicos do modelo econômico desenvolvido no estudo.
  - **C.1** Apresenta a derivação matemática da condição de optimalidade da margem intensiva.
  - **C.2** Expõe a derivação da condição de optimalidade da margem extensiva.
  - **C.3** Descreve em detalhes as variáveis instrumentais utilizadas para estimar os efeitos causais e corrigir possíveis problemas de endogeneidade no modelo empírico.
- **Apêndice D.** Exercícios empíricos adicionais: Apresenta análises complementares que reforçam a robustez dos resultados principais do estudo.
  - **D.1** Exibe os resultados da estimação da primeira etapa (*first-stage*) para a margem intensiva.
  - **D.2** Examina os impactos da inclusão de efeitos fixos municipais na estimação da margem intensiva, controlando para características locais não observadas.
  - **D.3** Apresenta os resultados da primeira etapa (*first-stage*) da estimação para a margem extensiva.
  - **D.4** Realiza uma análise empírica adicional para a margem extensiva utilizando dados da PPM para validar os achados do estudo.
  - **D.5** Avalia o impacto do contrafactual de recuperação de pastagens em termos de mitigação das emissões de carbono (*carbon-abatement*).