



Gustavo Abreu Malaguti

**Impacto da intensificação da pecuária de corte nos
municípios com biomas Cerrado e Amazônia**

Tese de Doutorado

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção de grau de Doutor em Geografia pelo Programa de Pós-Graduação em Geografia, do Departamento de Geografia e Meio Ambiente da PUC-Rio.

Orientador: Prof. Dr. Bernardo Baeta Neves Strassburg

Co-orientadores: Prof. Dr. Joilson Assis Cabral

Prof. Dr. Judson Ferreira Valentim

Rio de Janeiro

Setembro de 2021



Gustavo Abreu Malaguti

Impacto da intensificação da pecuária de corte nos municípios com biomas Cerrado e Amazônia

Tese apresentada como requisito parcial para obtenção de grau de Doutor pelo Programa de Pós-Graduação em Geografia do Departamento de Geografia e Meio da PUC-Rio. Aprovada pela Comissão Examinadora abaixo:

Prof. Bernardo Baeta Neves Strassburg

Orientador

Departamento de Geografia e Meio Ambiente – PUC-Rio

Prof. Joilson Assis Cabral

Co-Orientador

Departamento de Ciências Econômicas - UFRRJ

Ph.D. Judson Ferreira Valentim

Co-Orientador

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

Prof. Fabio Rubio Scarano

Departamento de Ecologia – UFRJ

Prof. Marcellus Marques Caldas

Departamento de Geografia – Kansas State University

Prof. Rogério Ribeiro de Oliveira

Departamento de Geografia e Meio Ambiente – PUC-Rio

Dr. Sergio Margulis

Instituto Internacional para Sustentabilidade

Rio de Janeiro, 28 de setembro de 2021

Todos os direitos reservados. A reprodução, total ou parcial, do trabalho é proibida sem autorização da universidade, do autor e do orientador.

Gustavo Abreu Malaguti

Graduou-se em Ciências Econômicas pela Universidade Federal Fluminense (UFF), em 2008. Foi bolsista PIBIC/CNPq e estagiário na PETROBRAS e IPEA, durante o período da graduação. Mestre pela Université Paris Dauphine – Paris IX, em 2010. No mesmo ano, fez estágio na GDF Suez. De 2017 a 2019, foi pesquisador do IIS. Fez período sanduíche no INRA durante o doutorado. Trabalhou em diversas pesquisas voltadas ao meio ambiente e energia e elaboração de inventários de GEEs com publicações nessas áreas. Possui experiência em métodos e modelos estatísticos e econométricos, economia do meio ambiente e energia e análise de uso da terra.

Ficha Catalográfica

Malaguti, Gustavo Abreu

Impacto da intensificação da pecuária de corte nos municípios com biomas Cerrado e Amazônia / Gustavo Abreu Malaguti ; orientador: Bernardo Baeta Neves Strassburg ; co-orientadores: Joilson Assis Cabral, Judson Ferreira Valentim. – 2021.

435 f. : il. color. ; 30 cm

Tese (doutorado)–Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Geografia e Meio Ambiente, 2021.

Inclui bibliografia

1. Geografia e Meio Ambiente – Teses. 2. História ambiental. 3. Teorias do uso da terra e econometria espacial. 4. Intensificação da pecuária de corte. 5. Amazônia e Cerrado. 6. Restauração ecológica. I. Strassburg, Bernardo Baeta Neves. II. Cabral, Joilson Assis. III. Valentim, Judson Ferreira. IV. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Departamento de Geografia e Meio Ambiente. V. Título.

CDD: 910

Agradecimentos

A tese não é possível sem o apoio de diferentes pessoas seja da família e amigos seja da área acadêmica que apoiaram. Existem algumas pessoas que nunca lhe dão apoio ou questionam sua capacidade. A elas, a conclusão dessa tese é a melhor resposta que posso lhes dar.

Obrigado a Deus por ter sido suporte em todos os momentos da minha vida.

Começo a agradecer a uma pessoa muito especial que, infelizmente, não pode pessoalmente ver o final do meu doutorado e estar presente na minha defesa. Minha mãe faleceu durante o processo de doutoramento pela PUC-Rio. Ela e meu pai sempre me incentivaram a realizar meus sonhos e investiram num dos maiores presentes que o ser humano pode receber: o conhecimento. Amável, melhor mãe do mundo, batalhadora, seu exemplo serve não para mim, porém para muitos, nunca desistam de lutar pela vida e pelos seus sonhos.

Ao meu pai que, durante esses quatro anos de doutorado pela PUC-Rio, teve que aguentar meu mau humor no final da tese e dar suporte no pior momento da minha vida. Passamos por muitos sentimentos nesse período e muito obrigado por ser não somente meu pai, mas também um grande amigo.

Não tenho muita vida social. Anos dedicados aos estudos e imerso em livros. Tenho poucos amigos. Amigos de qualidade, pessoas especiais e não os troco por nada e contêm comigo sempre. Pedro Camelier, Julia Araripe, Mateus Camelier, Jessica Perez, Carlos Henrique Dias, Ronaldo Magalhães Maria Elisa Scheuenstul, Bianca Mattiê. A eles, obrigado por tudo. Eles me deram e me dão suporte, a anos, na minha vida. Ou seja, eles me aturam vários anos.

Meu agradecimento a todos os profissionais da saúde, da educação e da ciência. São vocês os verdadeiros heróis de uma nação.

Agora, é preciso agradecer as pessoas fundamentais para o desenvolvimento da tese. Tese de doutorado não é um trabalho de uma pessoa, porém é o intercâmbio e a colaboração de várias pessoas. Antes, gostaria de agradecer a PUC-Rio por ter aceitado minha candidatura e dado todo apoio nesses quatro anos.

Início meu muito obrigado a meu orientador, Bernardo Strassburg, que me deu suporte nessa trajetória e ter topado a me orientar.

Ao meu co-orientador, Judson Valentim, pelos vários momentos de trocas de mensagens, e-mails e conferências por vídeo para me auxiliar e dirimir dúvidas surgidas ao longo de todos esses anos. Muita paciência e agradeço ao prof. Laerte Guimarães do LAPIG, pela

oportunidade de ter participado do congresso sobre pastagens e ter conhecido esse grande amigo na área acadêmica que fiz e um grande pesquisador da Embrapa.

Meu outro co-orientador já o conhecia desde da época da COPPE-UFRJ e, no último ano da tese, se tornou meu mentor intelectual na parte de econometria espacial. Seus conhecimentos sobre o assunto e, sobretudo, a permissão por ter feito seu curso na UFRRJ possibilitaram o desenvolvimento quantitativo da tese. Agradeço também aos seguintes professores da UFRRJ: Caio Chain e Maria Viviana Freitas.

Aos membros da banca, Fabio Scarano, Marcellus Caldas, Rogério Ribeiro, Sergio Margulis, obrigado por ter aceitado a participar da banca de defesa. Tenho a felicidade de ter um conjunto de professores tão qualificados em que alguns deles trabalhei em algum momento da vida ou auxiliaram com referências bibliográficas, comentários e sugestões na tese.

Um muito obrigado pelo suporte e pela ajuda na burocracia da PUC-Rio a secretária Marcia Coutinho.

Ao professor do INRA, Stéphane de Cara pela oportunidade do doutorado sanduíche e a possibilidade de entender mais o processo de mudanças de uso da terra e os diferentes modelos quantitativos e também a oportunidade de conhecer Raja Chakir, Philippe Delacote e Julie Le Gallo, um prazer ter tido esse intercâmbio acadêmico.

Os mapas dos resultados das análises quantitativas com boa qualidade foram possíveis graças à enorme colaboração e paciência de Tarcio Lopes. E ao pesquisador da Embrapa, Silvio Evangelista, pelos dados climáticos e referências bibliográficas.

Aos pesquisadores da Embrapa Sandro Pereira, Ladisau Skorupa, Moacyr Dias-Filho, Celso Manzatto, Julio Cesar Reis, à pesquisadora do INPE e IPCC, Thelma Krug, ao professores Alexandre D'Avignon (UFRJ), e Felipe Serigati (FGV), e ao pesquisador Miqueias Miquetti, do IMEA, pelo suporte durante o processo de desenvolvimento da tese. Ao professor Altair Barbosa e sua secretária, Merinalva Pinto, pela colaboração com material sobre o processo de ocupação territorial no Cerrado.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) pela bolsa sanduíche e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Resumo

Malaguti, Gustavo Abreu; Strassburg, Bernardo Baeta Neves. **Impacto da intensificação da pecuária de corte nos municípios com biomas Cerrado e Amazônia**. Rio de Janeiro, 2021. 422p. Tese de Doutorado – Departamento de Geografia e Meio Ambiente, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

O processo de ocupação humana no território brasileiro tem provocado, há séculos, profundas alterações no meio ambiente. Desde os primeiros habitantes, a natureza tem sofrido alguma mudança no seu formato, em algum grau de escala. Se os povos tradicionais nativos possuem uma preocupação em conciliar a relação homem-meio ambiente, a invasão europeia inverteu toda essa lógica. Dos processos primitivos até o uso da mecanização moderna, o Brasil pós-1500 mostrou a força humana sobre a natureza e seus consequentes impactos. Apesar dos esforços maiores ou menores, das denúncias propaladas desde do período colonial, avança-se a destruição de ecossistemas de suma importância local e global. Diante desse cenário, o país possui biomas com enorme perigo de perdas irreversíveis se nada for feito. Neste contexto, esta tese tem como objetivo entender essas transformações com olhares histórico, geográfico e econômico, culminando numa análise quantitativa do uso da terra de 2004 a 2019 focada nos municípios dos dois principais biomas brasileiros ameaçados, Cerrado e Amazônia. Por meio de diferentes instrumentos da econometria espacial cujos princípios são as primeiras leis da Geografia, se pretende identificar os fatores que modificaram o uso da terra no período citado e propor medidas para atenuar o impacto do principal vetor de desmatamento direto nos biomas citados: a pecuária. Por meio dessa análise, pretende-se avaliar como a intensificação da bovinocultura de corte altera as emissões, a configuração do uso da terra, pode auxiliar no cumprimento da Lei de Proteção da Vegetação Nativa e gerar ganhos econômicos dentro de uma área com mais de 1.700 municípios. O objetivo final é determinar qual a melhor política de intensificação da atividade de pecuária de corte considerando o trade-off meio ambiente e economia. A escolha permitirá que o país consiga oferecer aos consumidores domésticos e internacionais uma atividade mais sustentável com minimização do impacto ambiental gerado e receitas majoradas. Com isso, a tese mostra que as alterações no uso da terra em quatro diferentes classes – agricultura, pecuária, floresta e outros usos – são fenômenos locais cujo somatório tem um impacto global relevante. Os resultados reforçam a importância de políticas públicas

ambientais e agrícolas e observarem as diferenças entre os municípios em sua formulação e implementação. Há, para o Brasil, um imenso potencial tanto de ampliar a área florestal com a intensificação e de restaurar grandes áreas liberadas com o incremento do sistema produtivo de carne bovina. Assim, o país tem nas suas mãos uma chance ímpar de ter uma pecuária sustentável econômica e ambientalmente com uma política governamental que considere a diversidade local.

Palavras-chave

História ambiental; teorias do uso da terra; pecuária de corte; Amazônia; Cerrado; econometria espacial; intensificação; restauração ecológica.

Abstract

Malaguti, Gustavo Abreu; Strassburg, Bernardo Baeta Neves. **Impact of beef cattle intensification in municipalities with Cerrado and Amazon biomes**. Rio de Janeiro, 2021. 422p. Doctoral thesis – Departamento de Geografia e Meio Ambiente, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

The process of human occupation in Brazilian territory has caused profound changes in the environment for centuries. Since the first inhabitants, nature has undergone some change in its shape, to some degree of scale. If native traditional peoples have a concern to reconcile the man-environment relationship, the European invasion has reversed all this logic. From primitive processes to the use of modern mechanization, post-1500 Brazil showed human strength under nature and its consequent impacts. Despite the major or minor efforts, the denunciations proposed since the colonial period, the destruction of ecosystems of great local and global importance is advanced. Given this scenario, the country has biomes with enormous danger of irreversible losses if nothing is done. In this context, this thesis aims to understand these transformations in historical, geographical, and economic views, culminating in a quantitative analysis of land use from 2004 to 2019 focused on the municipalities of the two main threatened Brazilian biomes, Cerrado and Amazon. Through different instruments of spatial econometrics whose principles are the first laws of geography, it is intended to identify the factors that modified land use in the period mentioned and propose measures to mitigate the impact of the main vector of direct deforestation in the biomes mentioned: livestock. Through this analysis, it is intended to evaluate how the intensification of beef cattle culture alters emissions, the configuration of land use, can assist in complying with the Native Vegetation Protection Law and generates economic gains within an area with more than 1,700 municipalities. The goal is to determine the best policy of intensification of beef livestock activity considering the trade-off environment and economy. The choice will allow the country to be able to offer domestic and international consumers a more sustainable activity with minimization of the environmental impact generated and increased revenues. Considering all these facts, the thesis shows that changes in land use in four different classes – agriculture, livestock, forest, and other uses – are local phenomena whose sum has a relevant global impact. The results reinforce the importance of environmental and agricultural public policies and the observer in the differences

between the municipalities in their formulation and implementation. For Brazil, there is an immense potential for both expanding the forest area with intensification and restoring large areas released with the increase of the beef production system. The country has in its hands a unique chance to have a sustainable livestock economically and environmentally with a government policy that considers local diversity.

Keywords

Environmental history; land use theories; beef cattle; Amazon; Cerrado; spatial econometrics; intensification.

Résumé

Malaguti, Gustavo Abreu; Strassburg, Bernardo Baeta Neves. **Impact de l'intensification des bovins dans les municipalités ayant des biomes du Cerrado et de l'Amazonie**. Rio de Janeiro, 2021. 422p. Thèse de doctorat – Departamento de Geografia e Meio Ambiente, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

Le processus d'occupation humaine sur le territoire brésilien a provoqué de profonds changements dans l'environnement pendant des siècles. Depuis les premiers habitants, la nature a subi quelques changements dans sa forme, à un certain degré d'échelle. Si les peuples autochtones traditionnels ont le souci de concilier la relation homme-environnement, l'invasion européenne a inversé toute cette logique. Des processus primitifs à l'utilisation de la mécanisation moderne, le Brésil post-1500 a montré la force humaine sous la nature et ses impacts conséquents. Malgré les efforts majeurs ou mineurs, les dénonciations proposées depuis la période coloniale, la destruction d'écosystèmes d'une grande importance locale et mondiale progresse. Compte tenu de ce scénario, le pays a des biomes avec un énorme danger de pertes irréversibles si rien n'est fait. Dans ce contexte, cette thèse vise à comprendre ces transformations avec des vues historiques, géographiques et économiques aboutissant à une analyse quantitative de l'utilisation des terres de 2004 à 2019 des municipalités des deux principaux biomes brésiliens menacés, le Cerrado et l'Amazonie. A travers de différents instruments d'économétrie spatiale dont les principes sont les premières lois de la géographie, il est prévu d'identifier les facteurs qui ont modifié l'utilisation des terres dans la période mentionnée et de proposer des mesures pour atténuer l'impact du principal vecteur de déforestation directe dans les biomes mentionnés : l'élevage. Grâce à cette analyse, il est prévu d'évaluer comment l'intensification de la culture des bovins modifie les émissions, la configuration de l'utilisation des terres, peut aider à se conformer à la Loi sur la protection de la végétation native et générer des gains économiques dans une zone comptant plus de 1.700 municipalités. L'objectif est de déterminer la meilleure politique d'intensification de l'activité du bétail en tenant compte de l'environnement et de l'économie compromis. Ce choix permettra au pays d'être en mesure d'offrir aux consommateurs domestiques et internationaux une activité plus durable avec une minimisation de l'impact environnemental généré et une augmentation des revenus. Avec cela, la thèse montre que

les changements dans l'utilisation des terres dans quatre classes différentes – l'agriculture, l'élevage, la forêt et d'autres utilisations – sont des phénomènes locaux dont la somme a un impact mondial pertinent. Les résultats renforcent l'importance des politiques publiques environnementales et agricoles et regardent les différences entre les municipalités. Pour le Brésil, il existe un immense potentiel à la fois pour l'expansion de la zone forestière avec l'intensification et la restauration de grandes zones libérées avec l'augmentation du système de production de bœuf. Le pays a entre ses mains une chance unique d'avoir un élevage durable économique et écologiquement avec une politique gouvernementale qui prend en compte la diversité locale.

Mots-clés

Histoire environnementale ; théories de l'utilisation des terres ; bovins de boucherie ; Amazonie ; Cerrado ; économétrie spatiale ; intensification.

Sumário

Introdução	14
1. Revisão das teorias sobre o uso da terra	19
1.1. Primeiros estudos sobre o uso da terra: períodos Antigo e Medieval	20
1.2. O surgimento do Estado-nação e a terra como elemento central sócio-econômico-político	26
1.3. Declínio da importância do uso da terra e sua redução na teoria e a mudança de paradigma nos anos de 1970	33
2. Processo de ocupação da terra no Brasil: biomas Amazônia e Cerrado	43
2.1. Invasão, conquista e ocupação do Brasil: de colônia portuguesa a império governado por monarcas europeus	61
2.1.1. A atividade pecuária, a produção agrícola e o abastecimento no Brasil colonial	82
2.1.2. A Lei de Terras de 1850 e as transformações no processo de ocupação de terras no Brasil	97
2.1.3. O pensamento crítico à relação destrutiva do homem-natureza no Brasil colonial e imperial	103
2.2. Brasil republicano: transformações profundas do processo de ocupação do território e o papel da agropecuária	109
2.2.1. Período recente das políticas ambientais e agropecuárias no Brasil (2004-2019)	125
3. Revisão dos estudos com meta-análise do uso da terra e descrição das variáveis dos modelos propostos	129
3.1. Tipologia do modelo de uso da terra	130
3.2. Área de estudo	132
3.3. Escolha, detalhamento e metodologia de cálculo das variáveis dos modelos	136
3.3.1. Uso da terra (<i>sagr</i> , <i>sfor</i> , <i>spas</i> e <i>soth</i>)	141

3.3.2. Temperatura e precipitação médias anuais (<i>average_temperature</i> e <i>precipitation</i>)	149
3.3.3. Preço recebido pelo produtor pela carcaça bovina (<i>meat_price</i>)	158
3.3.4. Preço pago ao produtor (<i>milk_price</i>) e produtividade da atividade leiteira (<i>milk_productivity</i>)	168
3.3.5. Taxa de lotação bovina (<i>stocking_rate</i>)	173
3.3.6. Valor gerado com produtos florestais (<i>forest_value</i>)	179
3.3.7. Taxa demográfica (<i>demography_rate</i>)	181
3.3.8. Volume de crédito rural (<i>rural_credit</i>)	183
3.3.9. Produtividade e preços dos cultivos agrícolas (permanentes, cana-de-açúcar, grãos e outros cultivos temporários)	186
 4. Análise espacial dos dados e modelos de estimação do uso da terra	 199
4.1. Análise exploratória de dados espaciais	201
4.2. Escolha, descrição e resultados dos modelos de uso da terra	242
 5. Cenários de intensificação da pecuária de corte	 314
 Considerações Finais	 355
 Referências Bibliográficas	 360

Introdução

O bioma Amazônia contém a maior floresta tropical do mundo. 20% da disponibilidade mundial de água doce. Um terço das reservas de florestas tropicais úmidas remanescentes que abriga a maior quantidade de espécies da fauna e da flora. 2.500 espécies de árvores, 30 mil espécies de plantas. Mais de 950 espécies de pássaros e três mil espécies de peixes, além de uma infinidade de insetos, mamíferos, répteis (MMA, 2021a).

O Cerrado é a savana mais rica do mundo em biodiversidade com mais 10.000 espécies de plantas, 837 espécies de aves, 199 espécies de mamíferos, sendo que uma parcela significativa é endêmica, somado a mais de uma centena de espécies de anfíbios e de répteis e 1.200 espécies de peixes (MMA, 2021b).

Amazônia e Cerrado, respectivamente, possuem rica biodiversidade e um enorme potencial de uso sustentável dos recursos naturais. Os dois biomas, além disso, têm influência continental no ciclo hidrológico (D’Almeida et al., 2007; Costa & Pires, 2009; Malhado et al., 2010; Vergopolan & Fischer, 2016).

As mudanças na configuração do uso da terra com ampliação do desmatamento provocam distúrbios tanto na biodiversidade quanto no ciclo hidrológico (Gedney & Valdes, 2000; D’Almeida et al., 2007; Foley et al., 2007; Zemp et al., 2017)

Apesar da enorme importância para o bom equilíbrio do clima, esses ecossistemas estão em processo de desmatamento a taxas elevadíssimas. Entre 1985 e 2020, a Amazônia perdeu 11,6% da sua cobertura de vegetação nativa ou 45,2 milhões de hectares e o Cerrado, 27,2% do total da vegetação ou mais de 36 milhões de hectares (Mapbiomas, 2021).

Com isso, esses biomas estão em perigo de extinção permanente. Esse ponto de inflexão, denominado *tipping point*, pode estar próximo de ocorrer na Amazônia (Nepstad et al., 2008; Nobre & Borma, 2009; Lovejoy & Nobre, 2018; 2019).

Paralelamente, decorrente das mudanças climáticas, com tendência de aumento da temperatura, queda da precipitação e alta variabilidade de eventos extremos, a Amazônia corre o risco de perda de área florestal pela morte da vegetação em decorrência do ambiente desfavorável para sua manutenção e reprodução. O risco do *forest dieback* se

torna mais relevante na medida que as mudanças no clima aumentam com o processo de desmatamento e maior emissão de gases de efeito estufa (GEEs) (Gatti et al., 2021).

Logo, o binômio desmatamento e mudanças climáticas pode causar danos ambientais, sociais e econômicos irreversíveis, em escalas locais e global (Gedney & Valdes, 2000; Crutzen, 2002; Steffen et al., 2007; Houghton et al., 2012; Barlow et al., 2016; Alves et al., 2017; Boers et al., 2017; Zemp et al., 2017). Por exemplo, os maiores municípios em desmatamento possuem os menores índices de prosperidade social (IPS) (Santos et al., 2021) ou o impacto das perdas florestais sobre a saúde humana (Ellwanger et al., 2020; Garrett et al., 2021).

A questão passa por propor soluções a curto e a longo prazo para mitigar as emissões de GEEs em que um dos principais responsáveis é as mudanças no uso da terra tanto no Brasil quanto no mundo (Harper et al., 2018). Consequentemente, entender os motivos dessas transformações passa a ser primordial.

Vale ressaltar que, segundo recente relatório da UNEP (2021), mesmo com os esforços para redução das emissões, existe a necessidade de medidas de adaptação aos impactos das mudanças climáticas. De acordo com essa publicação, precisa-se de esforços de financiamento da adaptação climática, além de medidas de mitigação a serem propostas no último capítulo da tese, já que os custos de adaptação estimados para países em desenvolvimento como é o caso do Brasil são de cinco a dez vezes maiores que o atual financiamento vigente para adaptação (UNEP, 2021).

No caso brasileiro, a atividade agropecuária é um dos principais vetores de desmatamento, em particular, nos dois biomas citados. E mais, essa atividade contribui de forma considerável com as emissões de GEEs.

Com isso, é preciso propor medidas que contribuam com a redução do papel dessas atividades econômicas tanto nas emissões, diretamente, quanto no desmatamento, indiretamente, e uma dessas possibilidades é a intensificação da pecuária de corte (Bowman et al., 2012; Bustamante et al., 2012; Martha Jr. et al., 2012; Latawiec et al., 2014; Strassburg et al., 2014; Garrett. et al., 2018).

A intensificação da pecuária pode liberar áreas de pastagem (Strassburg et al., 2014) para o uso em recuperação da vegetação natural por meio da restauração ecológica, um processo de longo prazo (Jadin et al., 2016), e diminuir a pressão pelo desmatamento (*land sparing*) baseado na hipótese de Borlaug (Balmford et al., 2015; Meyfroidt et al.,

2018; Garcia et al., 2020), pois é possível produzir o mesmo em uma menor área, com inovações tecnológicas, aplicação de insumos, recuperação de áreas degradadas, uso de capital humano.

Ao mesmo tempo, essa mesma medida pode causar *rebound effect* ou Paradoxo de Jevons (Alcott, 2005). Este fenômeno ocorre quando a intensificação, ao invés de diminuir a demanda por terra, incentiva o proprietário a demandar mais terra em função da maior rentabilidade do sistema de produção intensificado, seja para pastagem seja para agricultura.

Com isso, a tese tem seguinte pergunta: diante da necessidade de conciliar meio ambiente e atividade econômica, qual o impacto econômico-ambiental da intensificação da pecuária de corte em diferentes cenários nos dois biomas mais ameaçados pelo avanço da presença humana?

A partir de dados, de 2004 até 2019, dos municípios com biomas Amazônia e Cerrado, por meio do uso da econometria espacial, nota-se que as transformações do uso da terra é um fenômeno local com o impacto global como as emissões de gases de efeito estufa e o agravamento das mudanças climáticas.

Por isso, os estudos sobre o tema têm que considerar a diversidade local como já feito com determinados países (Ewers et al., 2009; Byerlee et al., 2014), para minimizar as consequências geradas pelas mudanças do uso da terra.

Ao mesmo tempo, as variações no uso da terra no país, nos últimos anos, apresentam tanto efeito de transbordamento quanto de poupa-terra dependendo da variável explicativa e o tipo de uso da terra.

Um exemplo é o papel do crédito rural cuja capacidade é de reduzir a demanda por área de pastagem, porém pressiona por mais áreas para cultivo agrícola e redução das áreas florestais, consequentemente, o desmatamento.

Outro resultado é a taxa de lotação usada como proxy de intensificação que comprova o paradoxo de Jevons em boa parte dos municípios presentes no bioma Amazônia e o efeito de Borlaug, em diferentes locais no Cerrado.

A tese mostra que sistemas mais intensivos no caso integração lavoura-pecuária junto com a restauração ecológica é o melhor resultado para obter tanto ganho econômico com adição maior de receita adicional aos recursos dos proprietários quanto ambiental

com redução de perda de área florestal dentro da área de estudo e de menores emissões de gases de efeito estufa (Egli et al., 2018). Esse tipo de sistema permite um número maior de municípios capaz de cumprir a legislação ambiental.

Entretanto, em grande parte da área de estudo, é preciso escolher qual ganho deve ser escolhido. Para aumentar o número de municípios com ambos os ganhos (ambiental e econômico), é necessário financiamento governamental com contrapartida ambiental, para evitar o efeito nocivo do crédito rural, como já observado entre os anos de 2004 e 2019.

No caso do ganho ambiental, o tipo de sistema deve ser escolhido de acordo com a característica do município, já que para uma boa parte dos municípios a solução perpassa pela melhoria das pastagens, sobretudo, no bioma Amazônia e, no Cerrado, existe preferência pelos sistemas lavoura-pecuária. Para isso, é preciso políticas considerando as características do município.

A estrutura da tese é dividida em cinco capítulos além das introdução, considerações finais e referências bibliográficas.

No primeiro capítulo, é apresentada uma breve revisão das teorias do uso da terra propostas ao longo dos séculos. De estudos com pouca análise quantitativa e mais simplificados desenvolvidos por povos antigos até modelos mais elaborados baseados nas teorias de Ricardo ou Von Thünen, desembocando com a abordagem multidisciplinar da *land system science*, em particular, as teorias da intensificação e expansão do uso da terra (Meyfroidt et al., 2018).

No segundo capítulo, o foco é um panorama do processo de ocupação territorial no Brasil, especialmente, as mudanças ocorridas nos biomas Amazônia e Cerrado. Partindo da chegada dos primeiros habitantes, que se utilizaram da navegação fluvial e das mudanças climáticas para se fixar e se movimentar ao longo do território brasileiro e tiveram uma relação de respeito com a natureza, até a chegada da segunda leva de humanos, que inverteram toda a lógica de harmonia entre meio ambiente e homem.

Em suma, o estudo mostra que o passado pode nos ensinar sobre como lidar com a natureza e como características do passado ainda persistem no presente e impedem uma conciliação melhor entre natureza e atividade econômica como infraestrutura, estrutura fundiária e financiamento governamental, por exemplo.

Somado a isso, o autor apontará as mudanças impressas pelo homem na natureza e como a atividade pecuária foi primordial para a fixação do homem, garantia da sobrevivência, alterações nos limites territoriais e devastação das florestas.

Durante os quase 500 anos, desde a chegada dos primeiros animais de raças europeias (Moutinho, 2018), o Brasil se encontra, no dilema de conciliar a política ambiental capaz de manter a vegetação nativa com a necessidade de crescimento econômico, incluindo o componente social (Homma, 2003).

O terceiro capítulo parte de uma revisão de estudos de meta-análise dos fatores que influenciam as mudanças no uso da terra, para então selecionar e desenvolver estimativas para as variáveis mais relevantes a serem utilizadas, para o período de 2004-2019, nos modelos de uso da terra propostos no quarto capítulo.

Neste quarto capítulo são desenvolvidos os modelos econométricos espaciais, por meio de uma profunda análise espacial e a aplicação da econometria espacial cuja base é as duas leis da Geografia (Tobler e Goodchild). De acordo com os resultados, nota-se que, considerando os anos de 2004 a 2019, o fenômeno das mudanças no uso da terra nos biomas escolhido é local, com a preferência pelo modelo de regressão geograficamente ponderada (RPG).

A partir dos modelos, no último capítulo, foram gerados os cenários de intensificação da pecuária de corte. Para esses cenários, foi analisado como o aumento da taxa de lotação pode: (a) ajudar no cumprimento da Lei de Proteção da Vegetação Nativa ou vulgarmente conhecido como Código Florestal; (b) gerar receitas adicionais e averiguar se essas são capazes ou não de custear a implementação de sistemas mais intensivos; (c) reduzir as emissões com e sem restauração ecológica da vegetação nativa; (d) mensurar os custos totais dessa restauração a longo prazo e a nova configuração do uso da terra.

Essa análise também identificou em quais municípios a intensificação gera ganho ambiental, econômico ou ambos. Consequentemente, é possível mostrar qual o sistema deve ser aplicado para obter ganho ambiental e, se possível, econômico, ao mesmo tempo. Caso não haja ganho econômico, determinar em quais locais, o poder público deve agir para garantir ganho ambiental com a intensificação da pecuária de corte, a fim de complementar as receitas obtidas e, com isso, tornar a pecuária de corte uma atividade sustentável ambiental e economicamente.

1.

Revisão das teorias sobre o uso da terra

O conceito de terra perpassa uma variedade de categorias dentro de diversas visões: religiosa, cultural, social, ambiental e econômica. Seu papel, seus conceitos e a sua relevância dentro da ciência foram sendo alterados ao longo do tempo, de acordo com a mudança do pensamento econômico vigente no período.

Até o começo do século XX, a terra era estudada, segundo os atributos que geravam, sobretudo, os valores imediatos relacionados ao poder e à economia. Inicialmente, o uso da terra voltado tanto à agricultura quanto à criação de animais era a principal motivação de estudo.

Gradualmente, o uso da terra foi se estendendo a outras funções e análises. Ao longo dos séculos, a importância de seu estudo foi sendo restrita a mais que um mero fator de produção, segundo as principais hipóteses da teoria neoclássica.

Todavia, a partir dos anos 70, o debate sobre o meio ambiente propiciou maior atenção sobre a relevância da terra dentro da ciência, incentivando novas perspectivas, novos conceitos da terra e novas interações com outras disciplinas (Renne, 1947; Ely & Wehrwein, 1948; Barlowe, 1986; FAO, 1995; Hubacek & Bergh, 2002). “O uso da terra representa uma forte relação crítica dos sistemas econômico e ecológico. As alterações no uso da terra são, na maioria das vezes, diretamente ligadas às decisões econômicas.”¹ (Hubacek & Bergh, 2002, [s.p.], tradução nossa).

Assim, a importância de estudar o impacto das atividades humanas sobre a terra e as mudanças no seu uso cresceram, nas últimas décadas. Evidências científicas provaram que transformações na cobertura da terra, sobretudo, a conversão de florestas em alguma atividade econômica, geram o aumento significativo das emissões de gases de efeito estufa e pressionam em perdas da biodiversidade dos ecossistemas.

Mudanças no uso da terra também impactam, direta ou indiretamente, o clima e intensificam os eventos extremos climáticos, regional e globalmente (Foley et al., 2005; Ramankutty et al., 2007; Ellis et al., 2010; Houghton et al., 2012; Ellis et al., 2013; Boers

¹ “Land use represents a critical intersection of economic and ecological systems. Land-use changes are most often directly linked with economic decisions.”

et al., 2017; Zemp et al. 2017; Le Quéré et al., 2018; Prevedello et al., 2019; Friedlingstein et al., 2020; IPCC, 2021a, b).

“O uso da terra tem sido geralmente considerado um problema ambiental local, mas está se tornando uma força de importância global. Mudanças mundiais sobre florestas, terras, corpos d’água e ar estão sendo provocadas para fornecer alimentos, fibras, água e moradia para mais de seis bilhões de pessoas.”² (Foley et al., 2005, p. 570, tradução nossa).

O objetivo deste capítulo é revisar as diferentes visões sobre o uso da terra, já que algumas destas teorias são base teórica dos modelos de análise das mudanças no uso da terra, sempre, quando possível, mostrando o contexto histórico-social-econômico o qual a teoria está inserida.

1.1.

Primeiros estudos sobre o uso da terra: períodos Antigo e Medieval

O processo de mudanças no uso da terra é antigo, notado em diferentes partes do mundo, com maior ou menor intensidade, não restrito somente ao Ocidente, apesar de possuir uma literatura mais extensa.

No Antigo Oriente, as maiores mudanças na paisagem foram feitas por ações humanas com a utilização abusiva dos recursos naturais, causando processos de degradação, muitas vezes, irreversíveis³.

Assim, como em grande parte do Ocidente, o processo era similar com objetivos claros: criação de espaços para as culturas agrícolas e para a pastagem em detrimento das florestas, sobretudo a partir do período Neolítico e, posteriormente, espaços para atender a urbanização.

É preciso salientar que há diferença entre o Oriente e o Ocidente, em relação à intensidade das transformações e aos tipos de uso da terra (Ellickson & Thorland, 1995;

² “Land use has generally been considered a local environmental issue, but it is becoming a force of global importance. Worldwide changes to forests, farmlands, waterways, and air are being driven by the need to provide food, fiber, water, and shelter to more than six billion people.”

³ “Os primeiros desmatamentos neolíticos, que abriam clareiras limitadas em uma paisagem ainda “intacta”, foram sucedidos por desmatamentos bem maiores e definitivos durante o período do Bronze, quando as exigências da urbanização envolveram a depredação de florestas com árvores mais altas das regiões montanhosas (para as construções), além do que tinha restado das florestas das planícies agrícolas. Com o período do Ferro, acentuou-se a exploração agropastoril das regiões de montanhas e de colinas, onde o desmatamento que deu lugar às pastagens intensivas levou à perda de toda a cobertura de arbustos e ervas e à consequente dilapidação do solo e exposição das rochas, com efeitos irreversíveis.” (Liverani, 2016, p. 51).

Liverani, 2016). E, apesar das limitações de referências bibliográficas, pretende-se analisar as mudanças no uso da terra nos dois lados do globo, oriental e ocidental.

Portanto, notam-se dois modelos de desenvolvimento no período Antigo. O primeiro, comum das pequenas comunidades agropastoris, com produção de alimentos e tentativa de conservação dos recursos naturais.

Em oposição, na mesma época, há um modelo mais acelerado, tipicamente localizado nas cidades com processo de concentração dos excedentes e especialização produtiva. Esse modelo tem como objetivo crescer, diversificar e utilizar ao máximo os recursos, a força de trabalho e os meios de produção (Liverani, 2016), “[permitindo] as grandes realizações culturais [...], mas é muito mais exposto que o outro [modelo] a colapsos verticais, a desastres provocados por um projeto muito centrado em recursos materiais e humanos escassos e descontínuos.” (Liverani, 2016, p. 53).

Essas transformações na paisagem e, conseqüentemente, no uso da terra se devem a essência da revolução neolítica: progressiva utilização de técnicas de produção de alimentos em substituição às técnicas de exploração baseada na caça e coleta dos recursos presentes na natureza.

“[Em suma], a agricultura neolítica se expandiu pelo mundo de duas formas principais: os sistemas pastorais e de cultivo de derrubada-queimada. Os sistemas de criação por pastoreio estenderam-se às regiões com vegetação herbácea e se mantiveram até nossos dias nas estepes e nas savanas de diversas regiões, na Eurásia Setentrional, na Ásia Central, no Oriente Médio, no Saara, no Sahel, nos Andes etc. Por um lado, os **sistemas de cultivo de derrubada-queimada** conquistaram progressivamente a maior parte das zonas de florestas temperadas e tropicais, onde **se perpetuaram durante séculos, senão milênios, e perduram ainda em certas florestas da África, Ásia e da América Latina.**” (Mazoyer & Roudart, 2010, p. 45).

Os primeiros estudos feitos sobre o uso da terra, em particular, através da análise sobre as explorações agrícola e animal e a extração de recursos naturais, também remontam do período Antigo, principalmente, com os gregos, dentre eles, Aristóteles e Xenofonte, por meio de um exame do funcionamento da economia, restrita ao uso da terra e ao comércio dos bens e serviços gerados com sua exploração durante esse período, num momento de profunda transformação da agricultura.

A economia grega era simples e consistia no estudo da agricultura, do uso animal, de algumas atividades extrativistas e das relações comerciais com a produção de bens. A produção de bens estava interligada à necessidade de deter terras em grande quantidade para geração de recursos a serem transacionados.

Em suma, quanto maior a quantidade de terras para a produção de bens agrícolas e/ou exploração extrativista, maior a possibilidade de fomento do comércio entre os Estados gregos. Fatos históricos ocorridos nesse período comprovam um forte desenvolvimento da agricultura e a enorme disputa por terras, não somente, entre os Estados gregos, mas entre as classes sociais existentes na época, com o objetivo de acumular riqueza e deter meios de gerá-la (Haney, 1964; Gordon, 1975; Price, 1997; Lowry & Gordon, 1998; Backhouse, 2007).

Os primeiros estudos surgidos, a partir de um enfoque na história política local do que em dados econômicos, se iniciam com Homero ao mostrar em seus manuscritos a importância das propriedades rurais face às atividades comerciais e artesanais existentes no período. Como salienta Backhouse, 2007, p. 26, “a aquisição de riqueza por via do comércio era considerada claramente inferior à sua obtenção pela agricultura ou por proezas militares.”.

Em *Teogonia*, de Hesíodo, a idealização da prosperidade perpassa pela autossuficiência agrícola em ambiente de paz, que impede a destruição do produto gerado pelo agricultor (Gordon, 1975; Hesíodo, 2006).

Entretanto, o grande pensador e principal autor sobre o tema no período Antigo foi Xenofonte ao propor a arte de administração⁴ – um tratado acerca da administração da propriedade agrícola e da necessidade de uma gestão eficiente para a máxima obtenção de recursos possíveis (Lowry, 1987; Backhouse, 2007).

A terra poderia ser riqueza ou não, segundo o autor, na medida em que essa deveria produzir lucro ou benefício ao ser humano: “[...] riqueza ocorre quando o homem pode gerar lucro [...] Nem toda terra é riqueza, se isso nos faz morrer de fome, em vez de nos sustentar.”⁵ (Xenofonte, 1979, p. 8, tradução nossa).

O modelo estático proposto por Xenofonte é a interação dos homens com a natureza e não dos homens com outros homens por intermédio de mercados. A eficiência produtiva é dada pela gestão eficiente dos recursos naturais de maneira a obter o seu máximo. Comércio e mercados, nesse caso, são dados como periféricos, apesar do

⁴ “A autoridade administrativa, não o mecanismo de mercado, foi o método pelo qual os recursos seriam alocados de forma eficiente e produtividade, maximizada.” (Backhouse, 2002, p. 17, tradução nossa).

⁵ “[...] wealth is that from which a man can derive profit [...] Even land is not wealth if it makes us starve instead of supporting us.”

desenvolvimento e do comércio em Atenas, observado nesse período. A natureza é o cerne do modelo estático proposto pelo autor. Essa visão é semelhante e já observada nos trabalhos de Homero (Gordon, 1975; Xenofonte, 1979; Schumpeter, 1986; Lowry, 1987; Backhouse, 2007).

Corroborando de que a terra era uma fonte para aquisição de riqueza, Aristóteles, por meio da sua obra, *Política*, entendia que o ser humano seria capaz de analisar dentre as atividades econômicas, qual seria a mais lucrativa.

Segundo ele, as escolhas seriam por meio de dois tipos distintos de atividades para obtenção de duas formas de riquezas: as naturais e as não-naturais. Ou pelas atividades advindas do uso e exploração da terra, ditas como naturais ou pelas atividades diferentes ou não inseridas dentro da esfera terra, denominadas comerciais ou não-naturais. A diferença está no envolvimento de pessoas para obtenção de lucro nas atividades econômicas, característica das riquezas não-naturais. Em outras palavras, essas dependiam dos recursos gerados pelas atividades naturais.

A satisfação das necessidades humanas era dada pela criação de animais, pesca, caça ou agricultura. A partir do momento em que se entrava na esfera das trocas, penetrava-se no modo não-natural para ampliar as possibilidades de aquisição de riquezas por meio das obtidas naturalmente (Haney, 1964; Lowry, 1987; Faucheux & Noël, 1995; Aristóteles, 2006; Backhouse, 2007). “A natureza não as fez para serem trocadas, mas, tendo os homens uns mais, outros menos do que precisam, foram levadas por este acaso à troca. Tornou-se necessária apenas nas grandes sociedades e após a separação das propriedades.” (Aristóteles, 2006, p. 23).

E, Aristóteles continua sua análise sobre a relação entre natureza e o homem. O homem não deve desobedecer a ordem encarnada pela natureza. Ao contrário, como sublinha, Faucheux & Noël (1995, p. 31): “pacto de aliança com a natureza é característica do pensamento grego, que preconiza o acomodar-se à natureza, o fundir-se com ela, o aceitá-la, eventualmente ser astucioso com ela, jamais modificá-la, combatê-la frontalmente ou procurar dominá-la”.

Existe uma preocupação com o equilíbrio entre homem e natureza e o temor por possíveis desvios, em outras palavras, danos. Destaca-se que a natureza – a terra, inclusa – tem uma ligação com a religião politeísta dos gregos, excessos gerados pelos homens no trato com a natureza geram a ira dos deuses e “a natureza nada fez de imperfeito, nem

de inútil; ela fez tudo para nós. [...] O homem quer acumular sem fim e sem medida” (Aristóteles, 2006, p. 21-22). Esse ímpeto de acumulação não pode ocorrer.

Os meios naturais de aquisição de riqueza eram os que aumentavam o estoque de bens necessários para obter uma vida boa e melhor. A medida em que o homem alcançasse riqueza suficiente para viver de forma boa, ele não teria mais a necessidade de acumular mais riqueza.

Com isso, havia um limite para a aquisição natural de riqueza. “Embora a administração da propriedade fosse fundamental, o comércio para obter bens que não podiam ser produzidos em casa e a troca dos produtos excedentes por algo de que se tinha maior necessidade eram perfeitamente naturais.” (Backhouse, 2007, p. 38). Os meios não-naturais alteravam esse pensamento por oferecerem uma perspectiva de acumulação ilimitada de riqueza e, tal possibilidade gerava o conceito de injustiça, segundo a visão aristotélica, descrita mais profundamente em *Ética a Nicômaco*. A injustiça é gerada quando o motivo é o prazer que surge do ganho por meio de riqueza não-natural.

Logo, a riqueza natural também está ligada ao conceito de justiça desenvolvida por Aristóteles. A essência da aquisição natural permite que os homens vivam uma vida boa e justa (Aristóteles, 2002; Backhouse, 2007).

“A primeira [aquisição de riqueza] era parte da administração da propriedade. O homem deveria saber, por exemplo, qual o tipo de criação de animais seria a mais rentável, ou se desenvolveria o plantio de trigo ou apicultura. Essas eram ditas como formas naturais para adquirir riqueza. Por contraste o segundo tipo – a riqueza recebida através da troca – não é natural, pois envolve ganho às custas de outra[s] pessoa[s]. As formas não naturais para aquisição de riqueza incluem o comércio e a usura (empréstimo de dinheiro a juros) [...] atividades como mineração.”⁶ (Backhouse, 2002, p. 22 -23, tradução nossa).

Apesar de uma análise mais focada na questão administrativa da terra e relacionada à justiça, os estudos estabelecidos pelos gregos serviram de base para o desenvolvimento e o maior aprofundamento sobre a importância do uso da terra e o impacto das mudanças geradas, não somente, dentro do Ocidente, no Renascimento e para os autores da escola escolástica (por exemplo, Tomás de Aquino e Nicole Oresme) mas também, no Oriente, com Ibn Khaldun, analisando a interligação entre as transformações políticas, econômicas

⁶ “The first was a part of estate management. A man should know things such as type of livestock would be most profitable, or whether to engage in planting wheat or beekeeping. These were natural ways in which to acquire wealth. In contrast, the second type – getting wealth through exchange – was unnatural, for this involved making a gain at someone else’s expense. Unnatural ways to acquire wealth included commerce and usury (lending money at interest) [...] activities such as mining. [...] Natural ways of acquiring wealth were ones that increased the stock of goods needed to live the good life.”

e sociais e seus impactos do uso da terra para a geração de riqueza (Spengler, 1964; Monroe, 1965).

Ibn Khaldun mostrou que o desenvolvimento de uma sociedade ou de uma economia não dependiam de um único fator, mas da interação de diferentes fatores: moral, político, social, econômico e histórico, ou seja, ele mostrava a importância de uma análise interdisciplinar de uma sociedade ou de uma economia, em que o meio ambiente era um dos principais catalisadores do crescimento econômico (Spengler, 1964; Von Sivers, 1980; Chapra, 2006; Mohammad, 2010).

O autor mostra uma relação importante e o efeito do ecossistema na economia. O ambiente físico sem escassez de recursos e em boas condições permite a estabilidade do homem na terra. A escassez de recursos hídricos, por exemplo, em diferentes cidades árabes levou a ruína das mesmas, já que não tinham o mínimo das necessidades naturais de uma cidade (Gordon, 1975; Mohammad, 2010).

Contudo, o primeiro grande momento de desenvolvimento da teoria econômica para analisar o papel da terra e de como a atividade humana pode influenciar nas mudanças no uso do solo ocorreu com o mercantilismo⁷ (Hubacek & Bergh, 2002).

Do período da Grécia Antiga até a Idade Média e o surgimento do Estado-Nação, os estudos sobre o uso da terra e sua influência pouco avançaram e foram utilizadas como base de análise as concepções descritas e desenvolvidas por Aristóteles, já que a maior parte dos autores focaram no estudo sobre as trocas, juros e o comércio ou os aspectos morais da usura diante da forte influência da religião nesse período (Backhouse, 2007).

Durante o período do Império Romano, nota-se que, por exemplo, apenas autores como Varro e Columela podem ser mencionados na medida em que eles fizeram algumas observações sobre o valor da terra e a renda gerada nos quais dependiam, entre outros fatores, sobretudo, da distância em relação ao centro principal de consumo, hipótese que será retomada muitos anos depois com Von Thünen e aplicada como forma de explicar as mudanças no uso da terra em diversos modelos econômicos nos últimos anos.

⁷ O termo mercantilismo, filosofia e prática econômica na Europa, entre os séculos XVI e XVIII, é usado para descrever o pensamento econômico entre o fim da Idade Média e o Iluminismo, sendo criado pelo marquês de Mirabeau, em 1763, porém foi amplamente utilizado e difundido, em 1776, na obra de Adam Smith, *A riqueza das nações*, como crítica, às vezes, de forma inadequada ou grosseira ao pensamento dos economistas e historiados precursores do pai da Economia (Backhouse, 2007).

Ou poucos autores advindos da escola escolástica com autores como: Tomás de Chobham, em *Summa Confessorum*, ou Alberto Magno e Tomás de Aquino, em vários escritos. Nesses exemplos, a terra é inserida dentro de uma visão religiosa.

O enfoque sobre seu uso permeava nos aspectos morais e na ética, como observado em Aristóteles também⁸, e não, nos aspectos físicos ou econômicos, por exemplo, em que a terra é uma fonte de riqueza ou um meio produtivo e, muito menos, análises mostrando a importância do seu uso, do ponto de vista ambiental (Schumpeter, 1986; Langholm, 1998).

1.2.

O surgimento do Estado-nação e a terra como elemento central socioeconômico e político

"A ascensão do Estado-nação europeu é frequentemente associada com "mercantilismo". Este termo foi usado para descrever o pensamento econômico de todo o período a partir do fim da Idade Média até o Iluminismo - a partir do século XV ao XVIII ... " (Backhouse, p. 57-58, 2002, tradução nossa)⁹

Entende-se como mercantilismo ou políticas mercantilistas, o uso do poder do Estado-Nação para obter saldos positivos na balança comercial¹⁰ e acúmulo de metais preciosos¹¹. Portanto, de acordo com essa teoria econômica, a riqueza perpassava por deter uma grande oferta de mão-de-obra para explorar as riquezas, em busca de metais preciosos ou, na falta desses, em atividades econômicas que pudessem gerar renda para

⁸ Uma das passagens da obra *Ética ao Nicômaco*, de Aristóteles, foi muito estudada e usada por autores da escola escolástica. Como sublinha Backhouse (2007, p. 61), "Aristóteles argumentava que a justiça era satisfeita se a relação de sapatos para alimentos igualasse a de sapateiro para agricultor [...]". Essas ideias aristotélicas de ética foram usadas por Alberto Magno ou seu discípulo, Tomás de Aquino, junto com as da Igreja, como as de Santo Agostinho, para mostrar a ética, justiça e correto sobre a propriedade e aos olhos de Deus, propiciando a concepção de que "a riqueza só era benéfica se fosse usada de maneira consistente com os requisitos de justiça e caridade." (Backhouse, 2007, p. 63).

⁹ "The rise of the European nation state is often associated with 'mercantilism'. This term has been used to describe the economic thought of the entire period from the end of the Middle Ages to the Age of Enlightenment – from the fifteenth century to the eighteenth ..."

¹⁰ Saldo da balança comercial é dado pela diferença entre exportações e importações de um Estado-nação ou país.

¹¹ Como salientam Backhouse (2007) e Polanyi (2012), as políticas mercantilistas incluem inúmeros pontos, dentre eles, destacam-se a unificação do Estado com um sistema nacional de tarifas protecionistas e do livre comércio nacional, acumulação de tesouro e riquezas através do comércio, provisão de receita suficiente para a provisão do Estado e nível de emprego elevado mediante estímulo ao comércio e aumento da oferta de dinheiro.

aquisição de ouro e/ou prata. Essa atividade econômica era sustentada pelo sistema de guildas ou feudalismo¹², no qual o uso da terra era ou para a produção de alimentos e criação de animais ou para a exploração de matérias-primas e recursos naturais. “A agricultura era suplementada, agora, pelo comércio interno – um sistema de mercados relativamente isolados, inteiramente compatível com o princípio da domesticidade ainda dominante no campo.” (Polanyi, 2012, p. 71).

Entre outras palavras, a terra era o elemento central (pivô) tanto do sistema econômico desse período quanto como meio de organizar as relações socioeconômicas.

Assim, as mudanças no uso da terra – elemento básico de produção - estavam ligadas à necessidade em gerar riqueza para aquisição de metais preciosos e dependiam de leis para seu uso e como deveria ser alocada.

A preocupação do mercantilismo era com o desenvolvimento dos recursos do país através dos negócios e do comércio dentro de uma organização tradicional da terra e do trabalho (Hoselitz, 1960; Coleman, 1969; Heckscher, 1994; Polanyi, 2012).

“Sob o feudalismo e o sistema de guildas, a terra e o trabalho formavam parte da própria organização social [...] A terra, o elemento crucial da ordem feudal, era a base do sistema militar, jurídico, administrativo e político; seu *status* e função eram determinados por regras legais e costumeiras. Se a sua posse era transferível ou não, e, em caso afirmativo, a quem e sob quais restrições; em que implicavam os direitos de propriedade; de que forma podiam ser utilizados alguns tipos de terra – todas essas questões ficavam à parte da organização de compra e venda, e sujeitas a um conjunto inteiramente diferente de regulamentações institucionais.” (Polanyi, 2012, p. 75).

Os fisiocratas, por meio do modelo do *Tableau économique* (1758), criado por François Quesnay¹³, aprimora ainda mais o papel da agricultura, e, por conseguinte, do uso da terra dentro da economia em relação aos mercantilistas, permitindo que essa atividade seja a única capaz de gerar *produto líquido* - receitas maiores que os custos – na economia de um Estado-nação (Meek, 1963; Haney, 1964; Hubacek & Bergh, 2002).

Por meio do modelo de Quesnay, estabeleceu-se um diagrama quantitativo, mostrando a circulação de dinheiro e bens entre três classes da sociedade: proprietários, agricultores e artesões e com a criação de políticas ideais para o desenvolvimento agrário

¹² “As guildas artesanais e os privilégios feudais só foram abolidos na França, em 1790; na Inglaterra, o Statute of Artificers só foi revogado entre 1813 e 1814 e a Poor Law elisabetana, em 1834.” (Polanyi, 2012, p. 76).

¹³ Como médico e cirurgião renomado, Quesnay tratava a economia como a medicina. Detectava a patologia da sociedade e propunha remédios. Teve influência nos seus estudos de Boisguilbert e Cantillon (Backhouse, 2002)

de uma nação – realçando a relação entre o capital agrícola e o crescimento econômico (Backhouse, 2002). Como resultado, os cálculos mostravam que somente a agricultura gerava superávit financeiro com excedente de bens, diferentemente da manufatura.

A questão do excedente, em particular, de sua origem foi inicialmente formulada pelos fisiocratas, sobretudo, por Quesnay. Essa origem do excedente advém da fertilidade natural da terra e, conseqüentemente, influenciava a obtenção de uma quantidade maior de produtos agrícolas (Napoleoni, 1978; Oreiro, 2000).

Em resumo, a teoria fisiocrata foi construída em torno do conceito de produto líquido cuja origem está na agricultura e a causa, a fertilidade da terra. Todas as ideias e as análises econômicas feitas pelos autores fisiocratas se articulam em torno desse conceito.

Conseqüentemente, a análise dos fisiocratas permite deduzir que a agricultura é, portanto, a fonte de todo o excedente gerado numa economia. "[A] prosperidade da agricultura, que é a fonte de todas as riquezas" (Quesnay, 1966, p. 159).

As outras atividades como as manufatureiras que surgiam, nessa época, com grande impulsão, não envolviam direta ou indiretamente as propriedades físico-químicas do solo e não geravam excedente. Elas são estéreis. Estéreis ao não produzir uma quantidade maior de mercadorias ou produtos do que os necessários na reposição. Isso ocorria na medida em que os autores não conheciam o conceito de taxa de lucro ou remuneração do capital aplicado na produção de mercadorias. O valor de produtos não agrícolas é dado pelo custo das matérias-primas e do custo de trabalho empregado. Conseqüentemente, não há geração de excedente fora da agricultura por causa desses dois fatores (Oreiro, 2000).

Quesnay explicava que, desde seus primeiros escritos na *Encyclopédie* (1756-1757), de Diderot et D'Alembert, o produto social anual da nação é dado somente pelo produto nacional anual da agricultura (Faucheux & Noël, 1995). Logo, "a variável-chave era a agricultura, devido à capacidade única de produzir um produto líquido, excedente disponível sobre os custos."¹⁴ (Meek, 1963, p. 19, tradução nossa). "O produto líquido introduziu a ideia de um excedente graças à generosidade da natureza."¹⁵ (Haney, 1964,

¹⁴ "The key variable was agriculture, due to its unique ability to yield a net product, which is "a disposable surplus over costs."

¹⁵ "The net product introduced the idea of a surplus due to the bounty of nature."

p. 182, tradução nossa). Em contrapartida, tanto comércio quanto indústria são considerados improdutivos.

Com isso, o nível de atividade econômica é dado pelo nível da produção agrícola e determinado pelo produto líquido. O aumento do produto líquido permite maiores investimentos na melhoria do uso da terra. Como salienta Fauchaux e Noël (1995, p. 32-33), os fisiocratas corroboram com a visão de que a natureza (o uso da terra) deve se sobrepor à economia:

“a questão da posição da natureza face à economia, e, mais geralmente, face à sociedade, aparece sob três aspectos na construção dos fisiocratas: primeiramente, na sua teoria filosófica de ordem natural, de seguida na concepção que lhes é própria da exclusiva produtividade da agricultura e, por fim, na relação que estabelecem com a dimensão física da economia [...] A concepção fisiocrática é fundamentalmente a de uma agricultura a longo prazo ajustando-se em torno das leis constituintes [divina] de uma ordem natural.”

Para os fisiocratas, a economia se encontraria em estado estacionário – nível máximo do produto –, quando um país detivesse todos os recursos, empregando todas as técnicas factíveis no solo para gerar o máximo de produto agrícola possível. Ao contrário dos mercantilistas, somente a agricultura permite obter o máximo do produto de um país. “Que o soberano e a nação jamais percam de vista que a terra é a única fonte de riqueza e que é a agricultura a fonte que a multiplica.” (Quesnay, 1966, p. 159-160).

Se o crescimento populacional também contribui para um aumento do produto para os mercantilistas, essa variável não é considerada dentro do modelo econômico dos fisiocratas (Meek, 1963; Hubacek & Bergh, 2002).

“Para os fisiocratas, o excedente econômico é atribuído à terra e o crescimento populacional não poderia aumentar a riqueza, em contradição à visão mercantilista em que a população era uma das bases dos ativos de um Estado-nação. Os fisiocratas argumentavam que o crescimento populacional não poderia ser incentivado sem causar pobreza generalizada”¹⁶ (Hubacek & Bergh, 2002, p. 2, tradução nossa).

Nota-se que a natureza e a medida do excedente proposto pelos fisiocratas eram concebidas em termos físicos ou em valores de uso e não, de troca devido à falta de uma teoria do valor. Tal detalhe é percebido na análise do autor ao examinar a questão do excedente em termos físicos usando as variáveis: quantidade de grãos, sementes e alimentos consumidos no processo de produção. Essas variáveis determinavam o

¹⁶“For the Physiocrats, economic surplus was attributable to land, and population growth could therefore not increase wealth, which was in contradiction to the popular Mercantilist view of people being a part of the national asset base. Physiocrats [...] argued that human multiplication could not be encouraged beyond some point without leading to widespread poverty.”

excedente líquido do produto agrícola, apropriado como renda da terra (Quesnay, 1966; Napoleoni, 1978).

Um dos autores importantes dessa época, influenciado pelos fisiocratas e depois, influenciaria a nova escola econômica emergente, a clássica, foi Cantillon com suas obras, *Équation de la Terre et du Travail* e *Essai sur la nature du commerce en général*. Nessa última, o autor começa dizendo que a terra é a fonte de riqueza¹⁷. A produção dos bens, segundo o autor, depende da quantidade de terra necessária, direta ou indiretamente, para a criação desses bens ou produtos.

Cantillon foi importante na pesquisa sobre a relação entre o trabalho e a terra e a produção de mercadorias, expondo que somente a terra é o único e o verdadeiro *input* de uma economia. Essa visão de terra tem duas implicações.

A primeira, baseada no conceito de valor intrínseco, estabelece a terra como fonte de valor. Os valores intrínsecos gerados com a terra são traduzidos em valores monetários e não é igual ao conceito de preço de mercado. Portanto, a terra é o pivô central na economia. A produção dos bens ou de produtos, segundo o autor, depende da quantidade de terra necessária, direta ou indiretamente, para sua criação.

Consequentemente, o trabalho é dado como a quantidade de terra indispensável para manter os trabalhadores. Diante dessa relação entre trabalho e terra, há uma redução da teoria a uma teoria do valor da terra. Um exemplo, dado por Backhouse (2007, p. 120) a partir da análise de Cantillon, é a produção do milho: “requer terra onde semeá-lo mais a terra necessária para produzir a subsistência do trabalhador. Por contraste, o preço do mercado depende da oferta e da procura e pode flutuar acima ou abaixo do valor intrínseco de uma mercadoria.”.

Essa concepção advém das ideias de William Petty¹⁸ as quais o valor do trabalho deve ser mensurado pela quantidade de alimento necessário, para que um trabalho produza uma atividade particular (Aspromourgos, 1996; Cantillon, 2001; Hubacek e Bergh, 2002). Além disso, como sublinha Backhouse (2007), Petty, autor mercantilista, acreditava que os gêneros alimentícios e a exploração do uso da terra contribuíam

¹⁷ “A terra é a fonte ou matéria da qual a riqueza é produzida. O trabalho do homem é a forma que a produz; e a riqueza nada mais é que a manutenção, as conveniências e as superfluidades da vida.” (Cantillon, 2001, p. 5, tradução nossa).

¹⁸ As principais ideias sobre questão da terra e a relação entre trabalho e terra foram estabelecidas na sua obra, *The political anatomy of Ireland* (1672).

positivamente para ampliar as riquezas, não se restringindo aos metais preciosos como pensava a maior parte dos autores favoráveis ao mercantilismo.

Considerando que a terra é fonte de todo o valor, conforme mostrado em Cantillon, Petty também propõe variações. Em *The political anatomy of Ireland*, existe a possibilidade da redução do valor do trabalho em terra, da terra em trabalho ou ambos para alguma outra possibilidade. Essa ideia estudada por Petty foi, anos mais tarde, aprofundada e usada por John Locke ao sustentar a teoria de que a terra era função da quantidade gasta de trabalho para aprimorá-la (Schumpeter, 1986; Daly et al., 1989; Hubacek & Bergh, 2002).

A segunda visão da terra de Cantillon é que todas as outras classes são mantidas às custas dos proprietários de terra. Apenas os proprietários de terras são naturalmente independentes, pois é a sua despesa que determina como os recursos são alocados entre diferentes usos da terra e, como resultado, de acordo com a primeira implicação feita por Cantillon, determina os valores de diferentes mercadorias (Cantillon, 2001; Backhouse, 2002, 2007). “A divisão da propriedade em pastos, terras aráveis, relvados, pomares, jardins etc. será totalmente determinada pelos gostos do proprietário.” (Backhouse, 2007, p. 120).

Essa visão dos fisiocratas sobre a terra e seu uso mostrava que a terra era a única fonte de riqueza e todos outros fatores dependiam da mesma para ocorrerem. Assim, a função de produção da economia de um país era dada por $Y = f(T)$, em que: $Y = output$ agregado de uma economia e $T = terra$.

Logo, a economia de um Estado poderia chegar ao seu ponto estacionário (*output* máximo alcançado), quando a quantidade de terra arável é totalmente utilizada e o emprego de tecnologia disponível for totalmente aplicado.

Em síntese, o papel da agricultura pelos fisiocratas não se refletia apenas no tratamento de terras para gerar maior quantidade de produtos agrícolas possível, mas também na importância que a terra tinha para atingir a economia estacionária (Gilibert, 1987; Hubacek & Bergh, 2002).

Entretanto, a Revolução Industrial impactou negativamente na relevância da agropecuária na economia, na medida em que a classe industrial crescia social, política e economicamente e, com isso, levava ao declínio a importância dos proprietários da terra. E, os clássicos foram os primeiros a perceber que a economia não se restringia somente

ao uso da terra, mas à terra, com uma certa importância na análise econômica, era mais um *input* dentro da economia e não somente o principal *input*. Mesmo assim, o papel do uso da terra ainda não perde total importância na teoria econômica.

“A agenda principal de pesquisa de economistas clássicos era para determinar a relação entre os preços e os seus inputs: trabalho, capital e terra, bem como a sua contribuição para o crescimento econômico. A importância do progresso tecnológico e de capital para a produtividade foi reconhecido, mas muitos autores clássicos ainda focam, a partir dos estudos dos fisiocratas, um tratamento especial sobre o papel da terra nas suas análises” (Hubacek & Vasquez, 2002, p. 4, tradução nossa).¹⁹

Há um ponto em comum a todos os pensadores do período Antigo até os fisiocratas: a importância da natureza e a necessidade de ser respeitada visto que ela sustenta o homem e as atividades econômicas. Portanto, o homem deve se submeter à natureza e não vice-versa.

Essa concepção foi praticada, como será visto no capítulo dois da tese, durante o processo de ocupação da terra no Brasil antes da chegada dos europeus. Os povos nativos observavam a grande importância da natureza e seus limites. Esses habitantes não viam a terra dentro do prisma de *input* da economia, ou seja, uma visão exploratória da natureza. A grande semelhança entre indígenas e as visões antes dos clássicos era o papel da terra, já que essa sustenta o homem.

A inversão da relação entre homem-natureza, mais predatória, sem mensurar as consequências ambientais e tratando a terra como um mero fator produtivo, que emergirá a partir do século XVIII, com maior intensidade na Europa, é a base da formação econômica do país desde 1500 e está no bojo do processo de ocupação territorial do Brasil, conforme mostra durante o capítulo seguinte da tese cuja base teórica é a visão dos autores clássicos e, sobretudo, dos neoclássicos.

1.3.

Declínio da importância do uso da terra e sua redução na teoria e a mudança de paradigma nos anos de 1970

¹⁹ “The main research agenda of classical economists was to derive the relationship between prices and their inputs: labor, capital, and land, as well as their contribution to economic growth. The importance of technological progress and capital for productivity was recognized, but many Classical authors retained from the Physiocrats their special treatment of land.”

Os clássicos e, sobretudo, os neoclássicos analisam a economia com o enfoque diferente do que era visto anteriormente, fazendo com que o papel da terra e o impacto de seu uso dentro da economia sejam paulatinamente reduzidos. “A teoria econômica neoclássica deu menos atenção para o uso da terra, em geral, considerando-a como um fator de produção de relativa pouca importância”²⁰ (Hubacek & Vasquez, 2002, [s.p], tradução nossa).

Se, como mostrado antes, com os fisiocratas, o uso da terra era o pivô central da análise da economia e primordial no seu funcionamento, a partir da Revolução Industrial, no século XVIII, a terra se tornará, pouco a pouco, mais um fator de produção e não, o fator de produção.

As primeiras análises da importância sobre a terra e do seu uso na economia, nesse novo momento, com o crescimento industrial, começaram com o pai da Economia e o principal expoente da escola clássica, Adam Smith, em sua principal obra, *An inquiry into the nature and causes of the wealth of nations*, em 1776.

Apesar do aumento progressivo da manufatura na economia e na sociedade, Smith ainda sublinhava a enorme importância da terra, já que, nesse período, a indústria ainda não era ainda o principal motor de crescimento da economia inglesa. Aliás, para Smith, a agricultura era mais produtiva que a manufatura na medida em que ela detinha duas grandes “forças” na produção, trabalho e terra, e a manufatura, somente uma, o trabalho.

A agricultura produz alimentos e matérias-primas e seu comportamento impacta toda a dinâmica econômica. A expansão agrícola depende da demanda por alimentos cujo a variação é dada por dois fatores: crescimento demográfico – irrelevante para os fisiocratas – e crescimento econômico. A terra, nas palavras de Smith (2007, p. 627, tradução nossa) era: “como a única ou a principal fonte de receita e riqueza de cada município.”^{21/22}.

²⁰ “Neoclassical core economic theory gave less attention to land use, generally regarding it as a production factor of relatively little importance.”

²¹ A definição de terra dada por Smith é parte do nome do capítulo IX do livro *An Inquiry into the nature and causes of the wealth of nations*, de 1776.

²² “...either the sole or the principal source of the revenue and wealth of every county.”

Outra mudança na análise de Smith em relação à Quesnay está na natureza do excedente. Essa medida estimada em termos físicos, agora, passava a ser calculado em termos quantitativos.

Nos seus estudos, Smith introduz, pela primeira vez na análise da teoria econômica, o conceito de retornos crescentes como uma das principais hipóteses teóricas tanto para os fatores de produção aplicados na manufatura quanto os inseridos na terra. Essa concepção era contrária às propostas vigentes anteriormente em trabalhos elaborados por autores como: o mercantilista francês, Jacques Turgot, em *Réflexions sur la formation et la distribution des richesses* (1766) ou um dos pioneiros do iluminismo escocês, Sir James Steuart, *Inquiry into the Principles of Political Economy* (1776). Ambos apontam e assumem em suas teses o conceito de retornos decrescentes. Steuart, por meio do conceito de margem extensiva e Turgot, de margem intensiva (Schumpeter, 1986; Blaug, 1997; Perman et al., 2003).

De acordo com Schumpeter (1986, p. 248-249), a ideia de rendimento decrescente surge a partir dos estudos de Sir James Steuart. Esse conceito foi utilizado e aprimorado, anos mais tarde, por estudos feitos por David Ricardo e seus seguidores. Essa concepção é dada quando, com o aumento da população, existe a necessidade, cada vez maior, de uso de solos menos férteis voltados para a agropecuária, com o objetivo de aumentar a oferta de alimentos.

Com a utilização de terras menos férteis, há a geração de produções agrícolas cada vez menores com o mesmo nível de esforço aplicado na terra, com isso, existe um paulatino decréscimo da produtividade da terra. Esses autores também foram inspirados pelos estudos desenvolvidos por Turgot e Anderson para examinar a questão do rendimento da terra.

O desenvolvimento do conceito de retornos decrescentes de Turgot estabelece que valores de trabalho e capital, em iguais proporções, são aplicadas à terra. Logo, o produto resultante aumentará até um certo ponto e, em seguida, esse produto tende a diminuir até convergir a zero (Groenewegen, 1977; Eltis, 1984; Schumpeter, 1986).

Steuart também levanta dois pontos sobre a agropecuária. Primeiro, o crescimento era dado em termos do aumento populacional cuja limitação era dada pela oferta de alimentos, ou seja, pela agropecuária. E segundo, há limites para produzir. Consequentemente, os custos e os preços agrícolas tendem a aumentar.

A visão do Steuart se assemelha a visão de Malthus: a produção agrícola era insuficiente para atender ao crescimento populacional. “A elevação do preço dos alimentos aumentaria o preço da subsistência e, com isso, os custos salariais. O estadista [tem um] dilema entre estimular “melhorias dispendiosas do solo” [...] e importações [...], só [...] resolvido pela “aplicação correta do dinheiro público”.” (Backhouse, 2007, p. 147-148).

Ao mesmo tempo em que existe duas teorias em torno do rendimento da terra, crescente (Smith) ou decrescente (Turgot e Steuart), nesse mesmo período, final do século XVIII, o conceito do valor da terra também terá duas visões opostas: uma desenvolvida por Smith – renda do monopólio (*monopoly rent*) – e a outra, por James Anderson – renda pela escassez (*scarcity rent*) (Groenewegen, 1977; Eltis, 1984; Barlowe, 1986; Hubacek & Bergh, 2002).

Em 1777, através do artigo *An Inquiry into the Nature of the Corn Laws, with a view to the Corn Bill proposed for Scotland*, James Anderson desenvolve o conceito de renda pela escassez para o valor da terra e adotado posteriormente por David Ricardo e seus seguidores na análise da renda da terra.

O conceito pode ser resumido, em poucas palavras, que os diferentes tipos de terra são responsáveis pela existência da renda. Logo, terras com a mesma qualidade ou mesmos tipos de características não geram rendas a serem pagas ao produtor, as discrepâncias de valores de terra deixam de existir e a presença de diferentes classes com diferentes graduações de renda adquiridas com a exploração da terra não ocorreriam, como o autor nos exemplifica:

“O agricultor, entretanto, que cultiva em solos mais ricos, poderá vender seu milho ao mesmo ritmo que aqueles que ocupam campos mais pobres; conseqüentemente, receberá mais do que o valor intrínseco do milho que ele cria. [...] É este prêmio chamamos de renda; um meio pelo qual a despesa de cultivar solos de diferentes graus de fertilidade é reduzida a uma perfeita igualdade.” (Anderson apud Barlowe, 1986, p. 138, tradução nossa)²³.

Como enfatiza Hollander (1896), o conceito de valor da terra de Adam Smith é um elemento determinado e não, como visto na concepção de Anderson, advém das

²³ “The farmer, however, who cultivates the rich ones, will be able to sell his corn at the same rate with those who occupy poorer fields; he will, consequently, receive more than the intrinsic value of the corn he raises. [...] It is this premium which we now call rent; a medium by which the expense of cultivating soils of different degrees of fertility is reduced to a perfect equality.”

diferenças na qualidade das terras. E esse valor é dado pelo preço pago pelo uso da terra ao proprietário da terra.

A qualidade da terra terá como principal expoente teórico, David Ricardo. Esse fator influencia diretamente na produtividade agrícola e afeta não somente os preços agrícolas e os salários pagos, mas também os lucros, os investimentos e o crescimento econômico de um país. Sua obra, *Princípios de economia política e tributação*, foi desenvolvida num contexto histórico conturbado e influenciada por esse panorama.

A análise do uso da terra pela teoria ricardiana ocorreu quando o preço dos grãos e as rendas fundiárias cresciam e os locais para o cultivo foram ampliados em consequência das guerras napoleônicas (1804-1815). Neste cenário de guerra, os pressupostos da teoria do uso da terra proposta por Ricardo foram estabelecidos. Por causa da maior quantidade de terra destinada ao plantio de grãos, sobretudo, o de trigo, o autor mostrou que a taxa de lucro caía devido à escassez de terras cultiváveis e das dificuldades de importação de produtos agrícolas (Backhouse, 1985; Blaug, 1997; Hubacek & Bergh, 2002).

A teoria de Ricardo era simples: a economia era uma enorme fazenda de produção de trigo a qual era inesgotável e irreproduzível, com abastecimento fixo, especializada em um tipo de produção de cultivo – o trigo. A produção gerada era dada por quantidades homogêneas de capital e de trabalho.

Com isso, terrenos diferentes com fertilidades diversas, considerando a quantidade de capital e trabalho homogêneos, renderiam quantidades de grãos distintas. A competição asseguraria que os terrenos com menor fertilidade não gerariam renda, já que as receitas obtidas não seriam suficientes para arcar com os custos de produção. Proprietários com terras mais férteis são capazes de minimizar os custos e ter uma renda excedente.

Esse conceito de renda diferencial advindo das ideias de Anderson influenciará outros autores como Karl Marx ou Nassau William Senior. Ao mesmo tempo, há um estímulo para ampliar a terra destinada ao cultivo diante da demanda crescente por trigo (Backhouse, 1985; 2007; Blaug, 1997; Hubacek & Bergh, 2002). O que Smith ignorava era o potencial uso de tecnologias capazes de aprimorar a produtividade devido às hipóteses simples. Em outras palavras, sistemas mais intensivos podem aumentar o custo adicional com a produção, porém as receitas adicionais obtidas são suficientes tanto para arcar com esse custo quanto para obter lucro.

Essa ideia de limite para o crescimento da produção advém de outro autor que influenciou Ricardo na sua teoria, Malthus. Malthus ignorava a possibilidade de crescimento da produção agrícola capaz de atender ao crescimento populacional crescente, por causa do processo de industrialização na Inglaterra, em contraponto à escassez de terra ou ao limite natural para o uso da terra (Hubacek & Bergh, 2002).

Logo, tanto Malthus quanto Ricardo foram influenciados pelo contexto histórico inserido, sem considerar que esse mesmo processo de avanços industrial e tecnológico poderiam contribuir com melhorias na produtividade agrícola. Essa visão mais catastrófica, como salienta Backhouse (2007), se deve a um dos pontos falhos de uma das hipóteses da teoria de Ricardo: não considerar que seria talvez de interesse dos donos de terra realizar melhorias no seu sistema de produção. “Ricardo não conseguiu perceber que, mesmo que as rendas agregadas não aumentem, ainda será do interesse de produtores individuais fazer melhorias. [...] Se melhorias são feitas, suas previsões sobre a queda da taxa de lucro e os conflitos de classes ficam prejudicadas” (Backhouse, 2007, p. 171). Há casos diversos que mesmo com as melhores terras, existem donos da terra que investem na produção afim de expandir seus lucros vide a Revolução Verde²⁴ no século XX.

Em suma, Ricardo tinha preocupação com a evolução do preço da renda e de sua remuneração. O primeiro aumentaria de modo contínuo por causa das diferenças na fertilidade do solo e o segundo cresceria porque os donos da terra com melhores terras férteis obteriam maior excedente da renda.

Assim como Malthus se o crescimento populacional e da produção se prologam e considerando que a terra tem seus limites naturais para gerar produtos agrícolas, há uma tendência de escassez da terra.

Para Malthus, há a pobreza generalizada solucionada com medidas de contenção da taxa de natalidade²⁵. Para Ricardo, queda do lucro e maior participação da agricultura na renda nacional e consequente aumento de poder dos proprietários na economia. Todavia, como diz Piketty (2014, p.13), “escrevendo nos anos 1810, Ricardo [e nem Malthus] não

²⁴ Conjunto de mudanças técnicas na agricultura a partir de 1930 com a aplicação e o uso de tecnologias: fertilizantes, agrotóxicos, máquinas e equipamento, para ampliar a produção agrícola.

²⁵ Marx usará esse conceito para propor uma solução diferente de Malthus: transformação da estrutura social (Hubacek & Bergh, 2002)

podia[m] antever a importância que o progresso tecnológico e o crescimento industrial teriam ao longo das décadas seguintes”.

Na mesma época, surgem os trabalhos de John Stuart Mill com a extensão da teoria de Ricardo sobre a competição pelo uso da terra com a inclusão de novos usos da terra na sua obra, *Principles of Political Economy* (1848) como mineração e indústria. Uma das características de Mill é observar a terra não somente como um mero fator de produção, mas também capaz de fornecer serviços recreativos (Hubacek & Bergh, 2002). Sua concepção será importante na construção da ideia da natureza capaz de gerar serviços ambientais.

Contemporâneo aos economistas clássicos, Karl Marx não via a terra com valor de produtividade fixa. Ao contrário, de acordo com o autor alemão, o trabalho humano afeta a fertilidade da terra. Esse aumento depende da vontade dos fazendeiros dentro da lógica capitalista. Consequentemente, a renda é produzida pela sociedade trabalhadora e não, pelo solo.

O tratamento dado por Marx não era de cunho ecológico, no sentido de disponibilidade de recursos e sim, próximo à concepção ricardiana. Ou seja, o aluguel pago pelos proprietários dos recursos naturais altera o padrão de distribuição de investimento, poupança e renda (Alier & Schlüpmann, 1987; Hubacek & Bergh, 2002; Marx, 2008).

Em 1826, Johann Heinrich von Thünen, na sua obra *The Isolated State*, ao contrário da maioria dos autores clássicos, não usa somente a fertilidade do solo para explicar o uso da terra e o impacto sobre a renda, mas também inclui a distância.

A partir de análise de uma cidade central em um estado isolado, em uma planície homogênea de igual fertilidade, ele busca entender o que determina as diferenças entre os preços recebidos pelos agricultores, os ganhos de aluguéis e os padrões de uso da terra por meio de sistema de círculos concêntricos, como mostra a Figura 1.

Nesta cidade central, o preço de um produto agrícola é determinado pela produção e pelos custos de transporte. A renda da terra diminui quanto maior a distância em relação à cidade central, ou seja, quanto mais próximo do primeiro anel concêntrico, maior a renda obtida pelo produtor.

Von Thünen conclui que a renda da terra e os preços obtidos pelo produtor são dados pela proximidade do centro consumidor e pela fertilidade do solo (Blaug, 1997).

Ao mesmo tempo, a distância determinará o uso da terra. Conforme Figura 1, alimentos perecíveis – vegetais, por exemplo – precisam estar mais próximos do centro e usos com menor possibilidade de perdas, podem ser produzidos em locais mais distantes do mercado (Blaug, 1997; Nelson, 2002; Hubacek & Bergh, 2002).

Essa teoria sobre a relação entre os tipos de uso da terra e a localização fica evidente desde o começo do processo de ocupação territorial brasileiro, como será visto no capítulo seguinte da tese.

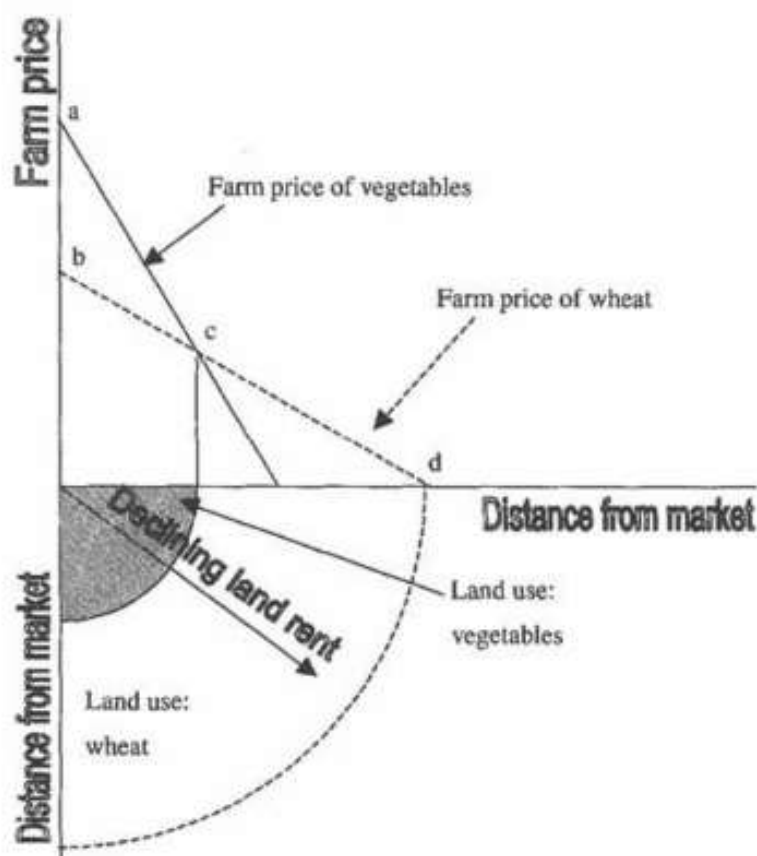


Figura 1 – Modelo Von Thünen para preço agrícola, uso da terra e renda da terra.

Fonte: Nelson, 2002, p. 198.

O declínio da importância da terra, de estudar suas mudanças e os impactos gerados se deve ao contexto histórico: a ascensão da industrialização e a perda de importância da agropecuária. O aumento da produtividade agrícola graças aos avanços tecnológicos, minimizou a possível relevância da terra dentro da economia de um país (Blaug, 1997; Faucheux & Noël, 1995; Hubacek & Bergh, 2002).

A própria análise do uso da terra sofreu mudanças sendo influenciada pela mecânica analítica no século XIX. A teoria da produção passou a ser a teoria da alocação e preços.

A terra, recursos naturais e energia são mais um fator de produção (Faucheux & Noël, 1995; Hubacek & Bergh, 2002).

Todavia, é preciso ressaltar o aparecimento da obra *The coal question: an inquiry concerning the progress of the nation, and the probable exhaustion of our coal-mines*, em 1865. O britânico William Stanley Jevons observou, diante do contexto de demanda crescente de carvão e avanço tecnológico, que esse aperfeiçoamento, ao invés de reduzir a demanda por recurso natural, já que a eficiência ao invés de diminuir a necessidade do recurso, essa aumentaria a demanda por carvão.

A partir dessa conclusão, nasce o conceito de paradoxo de Jevons ou *rebound effect*. Com isso, o emprego de tecnologia para diminuir a pressão por recurso natural pode ter um efeito indesejado e induzir seu esgotamento após um período de uso (Alcott, 2005).

Na final da década de 30 do século passado, surgem os estudos do norte-americano Norman Borlaug, o criador da Revolução Verde, os quais mostravam que, ao contrário do propalado por Jevons, as inovações tecnológicas, especificamente, na agricultura têm o poder de reduzir a área cultivada e liberar a área para outros usos (Borlaug, 1972). Essa hipótese é ligada ao conceito de *land sparing*.

De acordo com Phalan et al. (2018), é preciso salientar que Borlaug postula uma forma de alcançar o *land sparing* por meio os aumentos da produtividade, resultando em efeito poupa-terra. Na verdade, a hipótese de Borlaug pode ser definida como *land saving*. *Land sparing* significa produção de alimentos em uma área menor e a vegetação nativa preservada. Há uma diferença de semântica (Phalan et al. 2016).

Existe um ponto a ser destacado na hipótese Borlaug: não necessariamente, o proprietário com uma agricultura mais produtiva deixará de expandir sua produção. Ao contrário, esse pode, ao observar ganhos econômicos, ter incentivos para conversão de mais áreas em agricultura (*rebound effect*).

Durante anos, não há grandes avanços teóricos sobre as mudanças no uso da terra e sim, computacionais, sobretudo, depois da retomada da importância do meio ambiente e do uso da terra, a partir dos anos 1970 com a Conferência de Estocolmo (1972) e os sucessivos debates acerca do impacto do uso da terra sobre as mudanças climáticas.

Diante da preocupação quanto ao aumento do desmatamento das florestas tropicais, emerge um ramo da ciência da sustentabilidade, para entender, monitorar e descrever os padrões de mudanças no uso e na cobertura da terra, explicando as causas das

transformações no uso da terra e compreender as interações existentes entre a sociedade e os ecossistemas terrestres por meio do uso da terra, denominado de *land system science* (LSS). Assim, *land system science* surge para oferecer opções potenciais de mitigação e adaptação às mudanças ambientais (Lambin et al., 2006; Turner II et al., 2007; 2021; Rindfuss et al., 2008; Vliet et al., 2015; Verburg et al., 2013; 2015; Meyfroidt et al., 2018).

Logo, essa ciência, por meio de uma abordagem multidisciplinar, integrando ciências sociais e ambientais com o uso de ferramentas como, por exemplo, sensoriamento remoto e SIG, busca responder como, onde e porque a atividade humana, local e globalmente, afeta a superfície terrestre, as consequências dessa intervenção e projetar as mudanças futuras do uso da terra.

A partir dessas indagações, esse estudo pretende responder essas perguntas com dados de uso da terra a nível municipal presentes nos biomas Cerrado e Amazônia e os possíveis determinantes que modificam a configuração do uso da terra, entre 2004 e 2019 e, por fim, projetar como a intensificação da pecuária de corte altera a estrutura de uso da terra.

Existem diferentes teorias para explicar as mudanças no uso da terra surgidas a partir da LSS. Dentro da tese, uma deve ser destacada: as teorias da intensificação e expansão do uso da terra.

A expansão do uso da terra ocorre em áreas não convertidas com alguma atividade humana ou em processo de conversão de uma atividade por outra (Graesser et al., 2015), como, será visto citado no capítulo quatro da tese. É o caso do processo de conversão de áreas de pastagens para o cultivo da cana-de-açúcar em uma parte da área de estudo.

No caso da intensificação, há aplicação de práticas com o intuito de aumentar a produtividade da terra (Erb et al., 2013; Kuemmerle et al., 2013; Meyfroidt et al., 2018). Esse é considerado um dos caminhos para frear o avanço do desmatamento e tornar atividades como pecuária ou agricultura mais sustentáveis, no caso brasileiro, já que são os principais responsáveis pelo avanço sobre as áreas florestais (Arima et al., 2011; Barlow et al., 2016). No entanto, a intensificação também pode induzir múltiplos impactos sociais e ambientais indesejáveis (Kremen, 2015).

A intensificação, ligada à hipótese de Borlaug, é promovida para atender a crescente demanda por produtos agropecuários, reduzindo a pressão por mais terras para cultivo e, com isso, tem-se a preservação do meio ambiente, resultando em contração da demanda

por terras agrícolas (Rudel et al., 2009; Stevenson et al., 2013; Loos et al., 2014; Kremen, 2015; Phalan et al., 2016; Fischer et al., 2014; 2017).

Assim, a intensificação poupa a terra e a terra poupada é “devolvida” ao meio ambiente. Essa intensificação pode gerar um efeito rebote (*rebound effect*) positivo como propagação e estímulo de adoção de práticas intensivas (Angelsen & Kaimowitz, 1999; 2001; Lambin & Meyfroidt, 2011) ou negativo, denominado de paradoxo de Jevons, a maior lucratividade obtida com a intensificação, ao invés de evitar o maior uso da terra, incentiva o proprietário a investir mais e expandir suas atividades econômicas (Meyfroidt et al., 2018).

Em escala local, como é o tipo de dado aplicado na tese, a intensificação ocorre quando os custos de produção local por unidade produzida aumentam devido à escassez de insumos como a terra para cultivo (Villoria et al., 2014; Byerlee et al., 2014). Tal fato pode ser comprovado nos resultados obtidos no capítulo quatro, com o aumento da produtividade de determinados cultivos ou da pecuária devido à restrição de terras agricultáveis e acessíveis, sobretudo, no Cerrado ou às restrições ambientais como ocorridas no período de 2004-2019, vide o capítulo dois (Rudel et al., 2009; Meyfroidt and Lambin, 2011; Phalan et al., 2016).

O efeito rebote ocorre localmente, por exemplo, quando há baixas restrições físicas ou institucionais como ocorre no bioma Amazônia com, por exemplo, especulação imobiliária em terras públicas, grilagem ou falta de fiscalização no cumprimento da legislação ambiental.

Após um breve resumo da evolução das diversas teorias sobre o uso da terra, será proposto no próximo capítulo, averiguar as mudanças no uso da terra durante o processo de ocupação do território brasileiro.

2.

Processo de ocupação da terra no Brasil: biomas Amazônia e Cerrado

Tupi, Guaraní, Tupinambá, Tapuia, Xavante, Kamayurá, Yanomami, Kadiweu, Txukarramãe, Kaiagang, Krahô, Kalapalo, Yamalapiti. São nomes que pulsam no chão dessa terra [...], formando suas raízes, troncos, galhos e frutos. (Jecupé, 2020, p. 19).

Ao longo de milênios, os ameríndios, primitivos habitantes do território que, posteriormente, viria a ser designado por Brasil, ocuparam progressivamente o vasto espaço sul-americano, desenvolveram um modelo de aproveitamento do ecossistema, construíram uma civilização original e combateram ferozmente pela conquista dos nichos ecológicos mais favoráveis. (Couto, 1999, p. 47).

Omama vivia então na floresta, com seu irmão *Yoasi* e sua esposa, *T^huëyoma*, que os xamãs também chamam de *Paonakare*. Seu sogro *Tëpërësiiki*, morava numa casa no fundo das águas. Não havia mais ninguém. Assim era. *Omama* deu-nos a vida muito antes de criar os brancos [...]. (Kopenawa & Albert, 2015, p. 222).

Não era um continente vazio. Poucos ambientes terrestres não tiveram nenhuma interferência humana e as populações pré-históricas foram relevantes para a formação de determinadas paisagens e, seus efeitos – mudanças na abundância de plantas, alterações na abrangência de espécies ou nos nutrientes do solo – importantes para alguns padrões da paisagem atual²⁶ (Forman & Godron, 1986; Denevan, 1992; Forman, 1997; Balée, 1998; Hornborg, 2005; Balée & Erickson, 2006; Lui, 2008; Silverman & Isbell, 2008; Turner & Gardner, 2015).

A ocupação e a exploração do continente americano remontam antes da chegada dos primeiros europeus²⁷. Sinais de ocupação humana desse imenso território, mesmo que

²⁶ Estudos da ecologia histórica sugerem que mais de 12% da floresta Amazônia, aparentemente intocada, são de origem antropogênica. Na região do Planalto Central, há o caso das ilhas antropogênicas formadas na pré-história denominadas de *apêtê* pela *tébo* dos Kayapós. Essas ilhas ainda têm a peculiaridade de ampliar a diversidade biológica (Hornborg, 2005; Turner & Gardner, 2015). Estudos detalhados de mudança de paisagens nas áreas habitadas ou que foram ocupadas pelas tribos Kayapós e Ka'apor mostraram que a deposição de semente, intencional ou não, assentamentos e jardins abandonados pelos habitantes pré-históricos geraram novas paisagens, surgimento de novas plantas e recursos importantes utilizados pelos atuais ocupantes (McEwan et al., 2001; Hornborg, 2005; Balée, 2013).

²⁷ Há diferentes lendas, muitas mitológicas, de antigos exploradores e visitantes na região Amazônica antes dos europeus como é o caso dos chineses que, segundo memorial presente às margens do rio Yang-Tsé, em homenagem ao almirante Zheng He, datado de 1431, suponha a descoberta da lendária terra de Fusang que, seria na verdade parte da Amazônia. (Souza, 2019). “... os aventureiros de 1421 pensaram que estavam desembarcando em Fusang. Quando exploraram aquele emaranhado de rios da Amazônia, sentiram os odores das flores e dos frutos, conheceram pássaros e outros animais estranhos, e constataram os habitantes que viviam despidos.” (Souza, 2019, p. 41). Porém, essas diversas histórias parecem ser mais inverídicas, até hoje, do que reais.

ainda pouco analisados²⁸, primeiramente, com os paleoindígenas²⁹, podem ser observados em algumas cavernas, sambaquis³⁰ ou abrigos naturais, datados no final do período Pleistoceno³¹ e início do Holoceno^{32/33/34} (CCBB, 2004; Melatti, 2014; Souza, 2015). “No Brasil, há cada vez mais sítios com artefatos e outras marcas da presença humana que remontam a datas anteriores ao Holoceno.” (Melatti, 2004, p. 18).

A colonização do território brasileiro possui três momentos distintos: o primeiro, entre doze e onze mil anos A.P., com a ocupação da Floresta Tropical e do Cerrado, interligando norte, nordeste e centro-oeste do país e permitindo o acesso ao interior do Brasil com a emergência dos caçadores-coletores da Tradição³⁵ Itaparica; o segundo, de 11

²⁸ “Apesar da abundância de sítios conhecidos, não podemos propor uma síntese para o território nacional porque os dados disponíveis são muito fracionados. Até hoje a maior parte das publicações sobre a arqueologia brasileira trata essencialmente de sítios isolados. Mesmo sítios que se encontram em uma mesma região não são correlacionados. Não se pratica uma arqueologia de área, essencial para que se possa oferecer uma reconstituição coerente da evolução dos povos pré-históricos e sua dispersão, dando origem às diferentes famílias indígenas aqui encontradas pelo colonizador.” (Cunha, 1992, p. 42). Resumidamente, os principais sítios arqueológicos brasileiros são: Lagoa Santa (MG), Alice Baër (SP), Abrigo do Sol (MT), Arroio dos Fósseis (RS), além de locais no sudeste do Piauí. Essa última localização é onde existem as evidências de presença de ocupação mais antiga em território nacional, especificamente, entre 14.000-48.000 a.C., na Toca do Boqueirão do Sítio da Pedra Furada. Esses sítios permitem a comprovação da penetração humana no interior do território brasileiro ainda no período Pleistoceno (Guidon, 1984; Martín, 1997; Melatti, 2004). No período Arcaico – de 10 mil a. C. até a consolidação da cerâmica e da agricultura – os sítios são mais numerosos e o material descoberto mais diverso, permitindo melhor classificação das tradições (Melatti, 2004). Segundo dados mais recentes, existem cerca de 360 datações entre 13 mil e sete mil anos A.P. – antes do presente, marcação de tempo aplicada na arqueologia, geologia e paleontologia cujo ano de referência é 1950 – associadas a 117 sítios arqueológicos no território brasileiro com dados confiáveis (Bueno et al., 2013; Bueno & Dias, 2015).

²⁹ Habitantes pré-históricos que tinham como atividades, sobretudo, a caça de animais de pequeno porte e a coleta de moluscos e plantas, e raramente, a caça de grandes animais.

³⁰ Depósitos estabelecidos por meio de ação humana, constituídos de materiais orgânicos e calcários, empilhados ao longo do tempo, e que sofrem a ação de intempéries.

³¹ Penúltimo período da Era Cenozoica cujo térmico ocorreu com o recuo da última glaciação, a 10 mil anos a.C.

³² Último período glacial, atual era geológica, ou seja, atual época do período Quaternário da era Cenozoica.

³³ Não serão analisadas as teorias sobre o aparecimento dos primeiros habitantes no continente americano. A mais aceita é que a migração terrestre dos habitantes começa no Nordeste da Ásia, via estreito de Bering, e se espalhou de norte a sul do continente americano. De acordo com essa teoria, tal passagem só poderia ser possível pela proximidade entre os continentes e sobretudo, pela última glaciação, possibilitando uma grande concentração massa de água em estado sólido sobre os continentes. Com isso, houve um nível do mar mais baixo e uma larga faixa de terra seca entre a Sibéria e o Alasca. O *Homo Sapiens*, assim, a 24 mil anos, por meio de grupos nômades atravessou o Bering e atingiu ao vale do rio Amazonas, por volta de 15 mil atrás (Alvim, 1996; Ab’Sáber, 1999; Souza, 2015; Mota & Lopez, 2016; Souza, 2019).

³⁴ “Pesquisas como as da arqueóloga Anna Roosevelt, sobre as culturas da ilha de Marajó e da calha amazônica, comprovam a existência de uma inequívoca ocupação desde o Pleistoceno, ou início do Holoceno...” (Souza, 2019, p. 43).

³⁵ Os conceitos de tradição e fase são ferramentas metodológicas usadas na arqueologia brasileira, propostos dentro do Programa Nacional de Pesquisas Arqueológicas (PRONAPA) durante a década de 60. A ideia era esquematizar, de forma preliminar, o desenvolvimento histórico-cultural da ocupação pré-histórica no Brasil. Esses conceitos foram sistematizados, pela primeira vez, em 1958, com Willey e Phillips, em

mil a 8 mil anos atrás, a colonização do extremo meridional do país, passando pela Bacia do Prata, em direção ao norte e ao litoral do país até a zona de transição com as savanas tropicais com a fixação de caçadores e coletores agora da Tradição Umbu e, por fim, o terceiro momento foi a partir de oito mil anos A.P. Esse último momento houve a ocupação humana da planície litorânea do Brasil, distribuída do rio Amazonas até o litoral norte do Rio Grande do Sul, com alta diversidades regional, biológica e cultural e padrões comportamentais do Período Arcaico³⁶ (Schmitz, 1987; 1990; Ab'Sáber, 1999; Melatti, 2004; Bueno & Dias, 2015).

“A diversidade dos padrões arqueológicos nesse período sugere fluxos de migração com rotas, velocidades e comportamentos variados. Percebe-se também um processo de diversificação constante das estratégias adaptativas, em consonância com as transformações das paisagens ao longo do espaço e do tempo.” (Bueno & Dias, 2015, p. 124).

Conforme a Figura 2, esses momentos distintos de colonização da América do Sul foram possíveis graças às rotas fluviais através das bacias hidrográficas do São Francisco, La Plata e do Amazonas. Os rios possibilitaram a interiorização do continente e ocupação do litoral.

A rota da bacia do São Francisco (rota 1), associada a tradição Itaparica, com expansão radial conectando as bacias hidrográficas do Brasil Central com o lado norte da costa Atlântica, Caribe e parte das cadeias montanhosas andinas. A rota da bacia Amazônica (rota 2) permitiu a ocupação via rios da parte norte do Brasil e pelo baixo Amazonas com a ocupação da Floresta Tropical. E a terceira rota, a do La Plata, foi possível mediante os rios Paraguai, Uruguai e Paraná (Anderson & Gillian, 2000; Bueno, 2011; Bueno et al., 2013; Bueno & Dias, 2015).

Estudos arqueológicos mostram que a primeira colonização caçadora-coletora da floresta tropical ocorreu no centro-oeste da Amazônia, sendo a mais antiga adaptação aos ambientes tropicais pelos indígenas (Prous, 1992; 2006; Roosevelt et al., 1996; Roosevelt,

Method and Theory in American Archaeology e readequados pelo PRONAPA (Willey & Phillips, 1958; Prous, 1992; Trigger, 2006). A partir desses autores, a arqueologia brasileira definiu fase como “qualquer complexo de cerâmica, lítico, padrões de habitação, etc., relacionado no tempo e no espaço, num ou mais sítios” (Chymz, 1976, p. 131). E tradição como “grupo de elementos e técnicas com persistência temporal” (Chymz, 1976, p. 145). Segundo Meggers & Evans (1985, p. 5), “fases definidas em termos de sequências seriadas podem ser correlacionadas a comunidades autônomas ou semi-autônomas e que tradições definidas em termos de fases que compartilham um conjunto de elementos [...], provavelmente, representam entidades tribais ou linguísticas.”

³⁶ O período Arcaico, denominação cultural para o período Holoceno – nomeação geológica, corresponde entre 10 mil a.C até a consolidação da agricultura e da cerâmica.

2002; Roosevelt et al., 2002; Meggers & Miller, 2003; Bueno & Dias, 2005; Roosevelt, 2014).

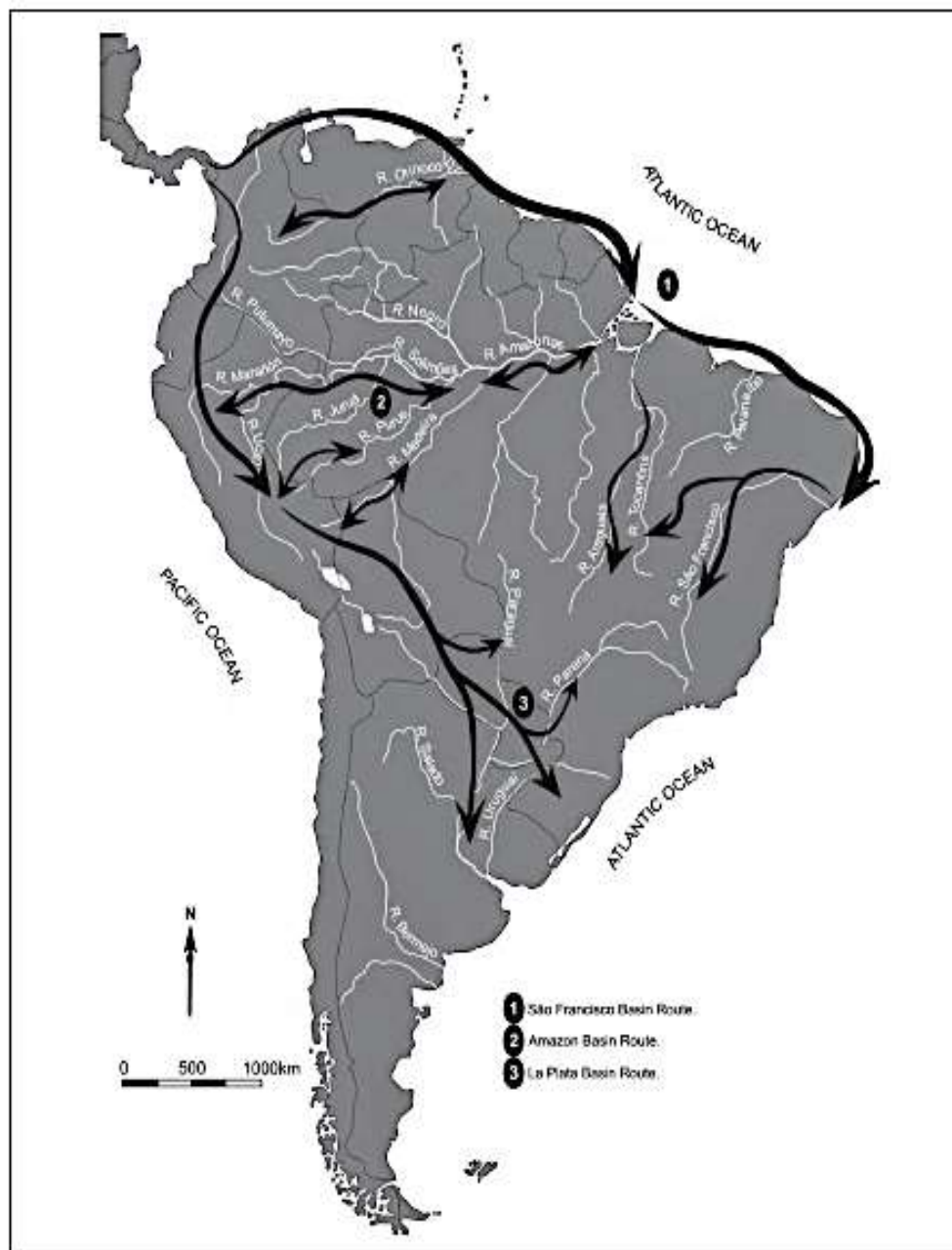


Figura 2 - Mapa com indicação das principais rotas de colonização do território brasileiro durante o final do Pleistoceno até a chegada dos europeus.

Fonte: Bueno & Dias, 2015, p. 134.

Outro fator importante para o processo de colonização do território foi as mudanças climáticas³⁷. Essas variações provocaram, por consequência, transformações ambientais

³⁷ Uma das teorias sobre as condições ambientais e suas mudanças foi a Teoria dos Refúgios. A partir da geomorfologia, a principal hipótese é de que a floresta amazônica se retraiu para uma matriz de vegetação seca, emergindo cerrado e caatinga, devido a uma queda na precipitação e temperatura (Hammen & Absy,

(Lui, 2008; Bueno & Dias, 2015). “Desde o Pleistoceno Final até o Holoceno Médio um mosaico de condições climáticas e formações vegetais deve ter ocorrido em razão de respostas específicas em escala microrregional” (Bueno & Dias, 2015, p. 125)³⁸.

Os grandes deslocamentos populacionais coincidem com essas alterações no continente sul-americano. Os sistemas culturais são desestruturados e as populações são obrigadas a buscarem novas alternativas de sobrevivência e novas formas de planejamento socioambiental. “Toda vez que havia flutuações climáticas numa direção ou noutra, os homens buscavam novos quadros e havia necessidade de readaptações [...] os homens estavam em movimentação em busca de outras áreas e de outros campos.” (Ab’Sáber, 1987, p.13).

O povoamento inicial do território americano não foi um processo homogêneo e simultâneo cujas dinâmicas de ocupação foram marcadas por diferentes estratégias (Lui, 2008; Bueno & Dias, 2015). A movimentação humana mais intensa da população para dentro do continente sul-americano, por exemplo, ocorreu devido a um contexto de grandes mudanças ambientais: diminuição das áreas de savanas, início de desertificação e redução da fauna, sobretudo, de animais de grande porte na parte centro-norte-ocidental do continental. Essas transformações impactaram também os diferentes sistemas culturais existentes, desestruturando-os e impulsionando a buscar novas áreas e formas de planejamento frente a nova conjuntura socioambiental, com o objetivo claro de sobrevivência. Isso possibilitou a descoberta de novas áreas e a ocupação do Cerrado³⁹ e nos baixos chapadões da Amazônia.

1994; Hammen & Hooghiemstra; 2000; Haffer & Prance, 2002; Ab’Sáber, 2004; Lui, 2008). Estudos mostram uma variação de 4 a 6°C da temperatura e uma redução entre 30-50% das chuvas (Hammen & Hooghiemstra; 2000; Lui, 2008). A instabilidade climática é a possível explicação para a emergência da diversidade das florestas neotropicais (Dean, 1996). Existem aqueles que discordam dessa teoria, criando a teoria da Floresta Contínua a qual, no período glacial, houve, na verdade, a manutenção de um perfil florestal, sem formação de refúgios (fragmentos) ou grandes alterações (Colinvaux & Oliveira, 2000; Lui, 2008). Para esses pesquisadores, “a ocorrência de temperaturas e precipitação menores não determinaria a retração do bioma como um todo, mas mudanças populacionais específicas.” (Lui, 2008, p. 46). E, por fim, existe uma outra corrente que nem endossa a teoria dos refúgios nem a da floresta contínua. De acordo com Anhufo et al. (2006), houve sim uma redução da temperatura (entre 4 e 6 °C) e da precipitação (20-40%) e uma redução nos limites da floresta ombrófila, porém ela não se fragmentou e nem ficou ileso das mudanças climáticas. A floresta ombrófila, nesse caso, ficou interconectada pela floresta semidecídua (Lui, 2008).

³⁸ Um exemplo dessas mudanças, uma área no centro-sul do Planalto Central com pesquisas arqueológicas mostrando uma dispersão voltada para o interior do continente e a colonização de novas áreas em direção às porções leste e oeste do Planalto Central (Bueno, 2011; Bueno & Dias, 2015).

³⁹ Para o bioma Cerrado, o estudo do processo de ocupação humana foi estudado a partir da área denominada como planalto central brasileiro ou Brasil Central.

Logo, há o processo de interiorização datado, conforme citado anteriormente, por volta do período Arcaico ou Holoceno, nos anos 10 mil a.C. (Prous, 1992; 2006; Barbosa, 1995; Sano et al., 2008; Ab'Sáber, 2011).

“Essa colonização dá-se preferencialmente em áreas preferencialmente em áreas de formações abertas. O início acontece de forma acanhada, mas algum tempo depois já é possível constatar a formação de um horizonte cultural fortemente adaptado às novas condições ambientais, principalmente quando se aproxima da grande área das formações abertas, existente nos chapadões centrais brasileiro, cujas características físicas e biológicas mantêm-se com alteração pouco significativa quando comparada com modificações que afetaram outros biomas continentais durante o Pleistoceno Superior e fases iniciais do Holoceno.” (Barbosa, 1995, p. 175).

Hemming (2007) sublinha que os índios brasileiros desenvolveram grandes habilidades diante dos limites impostos pela natureza. E, mais, esses sabiam dos limites da natureza. Esses indivíduos considerados primitivos, de forma preconceituosa, notavam que quando derrubavam florestas e queimavam a vegetação rasteira, o solo ficava frágil. “Se a floresta for derrubada, o solo frágil deteriora-se devido à exposição ao sol e à chuva, perde seus nutrientes e em breve transforma-se em pó e lama, estéreis e avermelhados.” (Hemming, 2007, p. 68).

Com isso, aprenderam a não destruir grandes extensões de terra e a necessidade deixar que os campos abertos se regenerassem. “Os índios entenderam isso e desenvolveram um sistema agrícola baseado no corte e queimada de clareiras temporárias na floresta [...] tinham que viver em comunidades pequenas e móveis. Não podiam desenvolver [...] as grandes lavouras...” (Hemming, 2007, p. 68).

A população se apresentava distribuída em diferentes tipos de sociedade, com variações de tamanho e de organização, desde pequenos grupos de caçadores e coletores, passando por aldeias agrícolas autônomas ou articuladas politicamente e até com técnicas avançadas de plantio, instaladas e adaptadas a uma diversidade de ambientes (Cunha, 1992; Prous, 1992; 2006; Melatti, 2014). Com isso, havia uma variabilidade nas estimativas demográficas do número de nativos existentes no território brasileiro.

Apesar das escassas tentativas de realizar censos demográficos no começo da colonização do território brasileiro pelos missionários, já que esses não contabilizaram fenômenos existentes durante o período inicial da invasão portuguesa, a serem descritas

posteriormente, tais quais: epidemias⁴⁰, mortes nos embates entre indígenas e europeus, deserções, entre outros, tornando essas estimativas irrelevantes⁴¹.

Cronistas da época, por exemplo, Pero Vaz de Caminha, Paulmier de Gonneville, Gaspar de Carvajal, Francisco de Orellana, Américo Vespúcio, Pero Lopes de Sousa ou Cristóbal Vaca de Castro, nos indicam pistas sobre a população nativa, falando de milhares de habitantes no paraíso terrestre (Ugarte, 2009). “Povoações muito grandes e numerosas [...] e quanto mais avançávamos elas eram mais densamente povoadas e melhor achávamos a terra” (Carvajal apud Bethell, 2018a, p. 124).

Mem de Sá, Hans Staden, Frei Vicente do Salvador também enfatizaram o enorme número de índios, porém, em relatos mais terríveis, visto que esses os mencionavam também na escala de milhares, contudo ou mortos ou capturados nos inúmeros combates durante a ocupação de território americano para sua exploração seja, em maior escala, pelos portugueses ou espanhóis, seja por outros povos europeus – holandeses, franceses ou ingleses (Ugarte, 2009).

Diante das tentativas frustradas de mensurar a demografia no começo da invasão do Brasil, no início do século passado, houve tratativas para estimar a demografia pré-colonial (Hemming, 2007; 2011; Souza, 2015; 2019). Bethell (2018a) alude o intenso debate até os dias atuais sobre o tamanho da população ameríndia às vésperas das invasões europeias.

A primeira tratativa foi estabelecida pelo geógrafo Carl Sapper, em 1924. Com base do uso da terra por meio da fertilidade do solo, aferiu-se uma cifra entre 3 e 5 milhões para a América do Sul, sem contabilizar as civilizações andinas, em que desse montante, 2 a 3 milhões se encontrariam no território brasileiro (Hemming, 2007).

Quinze anos mais tarde, o antropólogo, Alfred Louis Kroeber, fez medidas menores, propondo uma população inferior a milhão de habitantes no Brasil pré-cabraliano (Hemming, 2007).

⁴⁰ “Para o Brasil, há nas crônicas dos jesuítas evidência de virulentas epidemias afetando a população indígena como, por exemplo, na Bahia na década de 1560 quando se registraram cerca de 30 mil mortes, correspondentes a cerca de $\frac{3}{4}$ da população das aldeias catequisadas pelos jesuítas. Existem outras evidências de epidemias no Nordeste, no sul do Brasil e notadamente na região amazônica do final do século XVII até meados do século XVIII.” (Lago, 2019, p. 6).

⁴¹ “Outro fenômeno paralelo que contribuiu para uma redução da população propriamente indígena, e dificuldades de mensuração, foi um extenso processo de miscigenação, já que a quase totalidade da imigração europeia era de indivíduos do sexo masculino” (Lago, 2019, p. 6).

No ano do fim da Segunda Guerra Mundial, voltou-se o interesse sobre a quantidade de habitantes na América, Ángel Rosenblat, no livro *La población indígena de América desde 1492 hasta la actualidad*, calculou uma população sul-americana não-andina de aproximadamente de 2,035 milhões cujo 1,4 milhão estava no Brasil. No processo de ocupação, segundo o autor polaco-venezuelano, dizia que a América do Sul era uma floresta ou uma estepe imensa e a população vivia antes de 1492 a base da caça, da coleta e da pesca. O que ele ignorou de forma grave a existência de lavouras por diferentes matizes indígenas, posto que, por volta de 3.000 a.C., havia sociedades de horticultores na região (Hemming, 2007; 2011).

Logo, não somente a concepção de domínio morfológico sul-americano foi motivo para ignorar a existência de agricultura como talvez pela visão de que os habitantes não-andinos eram inferiores às civilizações astecas, incas ou maias. Como sublinha Ab'Sáber (2004), é preciso reconhecer os erros cometidos no passado, através de um conhecimento mais aprofundado da região.

A visão de Rosenblat seria levantada e utilizada por muito tempo, mais tarde, pela antropóloga americana, Betty Meggers. O paraíso propalado pelos cronistas era, na verdade, um inferno verde. Uma ilusão. As limitações ecológicas da região impediam uma sociedade mais elaborada. Assim, as sociedades amazônicas eram uma resposta aos limites da natureza. Os habitantes se adaptavam ao ambiente. As aldeias amazônicas eram pequenas e se mudavam com muita frequência pelas limitações para aquisição de alimentos. Os solos da floresta tropical eram pobres e não havia domesticação de animais. Logo, para obter proteínas, só havia duas alternativas: pescar e caçar (Meggers, 1954; 1977; 1979).

Diante das dificuldades com a dieta, segundo estimativas de Meggers, a densidade populacional média era de 0,3 habitantes/m². Em suma, o valor final da população na bacia amazônica antes de 1500 era de 1,5 a 2 milhões de habitantes.

Em *Handbook of South American Indians* (1946-1959), publicação de sete volumes, o autor Julian Steward aferiu uma população de cerca de 1,1 milhão de indígenas. Anos depois, junto com Louis Faron, foram revistos os cálculos e avaliaram que a população indígena brasileira seria de em torno de 1,23 milhão de habitantes (Melatti, 2004).

Dois renomeados pesquisadores, Eduardo Galvão e Emilio Moran, estimaram, respectivamente, 2 milhões (em todo Brasil) e 0,5 milhão (somente Amazônia) (Hemming, 2007). E, por fim, cita-se também a obra *The native population of the Americas in 1492* de William Denevan, em 1976, cuja estimativa populacional antes de 1500 seria cerca de 4,8 milhões (Carrara, 2014).

Estima-se que as terras baixas da Amazônia, na época da chegada dos europeus, abrigavam entre 4 e 5 milhões de pessoas em que cerca de 2 a 3 milhões se encontravam na Amazônia brasileira (Homma, 2003; Hemming, 2007). Já, estimativas da FUNAI (2020a), a população indígena era de aproximadamente 3 milhões, espalhada ao longo do país, em mais de mil povos, e distribuídos de forma desigual, 2/3 do total no litoral e o restante, no interior do país.

Independentemente da metodologia de cálculo proposta, o valor da população indígena não pode ser ignorado. Para efeito de comparação, no censo demográfico feito no começo do século XVI, em Portugal, alguns anos depois da chegada ao território brasileiro, a população era entre 1,2 e 1,4 milhões de habitantes (Oliveira, 2015). Valor muito inferior em relação aos nativos presentes nas terras brasileiras.

Apesar da questão populacional não ser o tema principal do estudo, é necessário analisar as flutuações populacionais ao longo dos anos, pelo simples fato de que, como sublinha Lago (2014; 2019), até o final do Império, ou seja, até 1889, a demanda por terras e o processo de ocupação efetiva estão ligados à densidade demográfica.

É óbvio que as atividades econômicas contribuíram em muito com as mudanças no uso da terra, porém a população disponível para essas atividades –mão-de-obra escrava, sobretudo – as limitavam no avanço e na melhoria do processo produtivo, mesmo com o enorme fluxo de força de trabalho obtida com tráfico negreiro e inicialmente, com os índios. As principais razões das flutuações demográficas eram a alta taxa de mortalidade⁴²

⁴² Estima-se que, entre 1501 e 1867, foram retirados da África cerca de 12,5 milhões de cativos para América e cerca de 1,8 milhão desse total não conseguiram sobreviver a travessia dos navios negreiros. Grande parte desse fluxo tinha como destino o Brasil, aproximadamente, 46% do total dos cativos (Alencastro, 2000; Gomes, 2019; Reis & Gomes, 2021). A alta letalidade é dada pelos trabalho desumano, epidemias, condições climáticas e alimentação precária. “Altas taxas de mortalidade acompanharam esse sistema, desde sua implantação. Os cativos introduzidos na América morriam com facilidade, pois não apresentavam imunidade contra as doenças do Novo Mundo, deles desconhecidas. Além do mais, enfraquecidos física e moralmente pela travessia atlântica, ficavam suscetíveis a moléstias traiçoeiras. [...] A mortalidade infantil era ainda mais alarmante: insalubridade, falta de assistência, subnutrição, levaram a altíssimas taxas de natimortos, e de crianças que não chegavam à primeira infância. O regime de trabalho era o grande vilão [...] Nos inventários de propriedades açucareiras, 6% morriam de cansaço: exaustão, falência do corpo. [...] não se confirma a imagem de uma escravidão mais benevolente no Brasil, onde a

e as insurgências dos escravos⁴³ (Gomes, 1997; Alencastro, 2000; Silva, 2011; Schwarcz & Starling, 2015; Schwarcz & Gomes, 2018; Fausto, 2019; Gomes, 2019; Reis & Gomes, 2021).

Essa questão será retomada para explicar o fracasso inicial do processo de ocupação do território brasileiro pelos portugueses. E, por fim, a problemática da ausência de informações confiáveis sobre a população pendurara durante décadas (Lago, 2014; 2019).

No que tange aos sistemas agrícolas presentes no Brasil pré-histórico, verifica-se que havia um uso da terra relativamente importante voltado para a agricultura. Por exemplo, em torno de 3.500 anos, o cultivo da mandioca já havia sido domesticado pelos índios na Amazônia. Aliás, a *Mahicot esculenta* ou *M. utilissima* permitiu ao homem primitivo evoluir da coleta para a agricultura⁴⁴ (Hemming, 2007; 2011; Jecupé, 2020). Esteio de todas as expedições ao longo da história devido a sua resistência a insetos e ao apodrecimento, é junto com o arroz, uma das mais importantes culturas tropicais do mundo (Hemming, 2011).

Além disso, os ameríndios apresentam no Brasil cultivavam outras plantas domesticadas nativas como: milho, favas, amendoim, algodão, abóbora e algumas

expectativa de vida dos escravos homens ficava abaixo da que se tinha nos Estados Unidos – 25 anos para 35 – [...] a vestimenta a eles fornecida era exígua [...] ficando suscetíveis às mudanças do clima. [...] O calor das chamas [...] a falta de alimentação, os maus-tratos, a faina do dia inteiro, faziam do trabalho [...] uma espécie de “inferno” na Terra.” (Schwarcz & Starling, 2015, p. 94 e 96).

⁴³Durante o processo de escravidão no país que pendurou até 1888, apesar do fim do tráfico negreiro, em 1850, há diversas rebeliões e tentativas de combate dos escravos em busca da liberdade. “Livros de contas dos engenhos do Nordeste referem-se a casos de aborto e suicídio, formas individuais de rebelião [...] reagiram ao cotidiano violento também de forma violenta, sendo frequente as fugas – individuais e em massa –, os assassinatos de feitores e senhores, e as insurreições organizadas. A resistência escrava deu origem a mocambos ou quilombos guerreiros, surgidos na América portuguesa a partir do século XVI.” (Schwarcz & Starling, 2015, p. 94 e 96). “As revoltas representaram o estilo mais radical de protesto coletivo dos escravizados, embora não fossem tão frequentes como os quilombos. Mas, como estes, elas – talvez na sua maioria – não previam a destruição do regime escravocrata ou mesmo a liberdade dos cativos nelas diretamente envolvidos. Muitas revoltas visavam tão somente corrigir os excessos de tirania, diminuir até um limite tolerável a opressão, reivindicando benefícios específicos – às vezes a devolução de direitos costumeiros sonogados –, ou atacando senhores e feitores particularmente cruéis.” (Reis & Gomes, 2021, p. 11-12).

⁴⁴ Conforme sublinham Hemming (2011) e Jecupé (2020), o processo de uso da mandioca pelos indígenas e a eliminação do veneno letal presente no tubérculo é exemplo da capacidade de conciliar um cultivo com o ecossistema. Além disso, a mandioca foi mais um exemplo de universalização da cultura, sendo disseminada para outros continentes, por meio das navegações promovidas pelos portugueses após a chegada no Brasil. No capítulo VIII de História do Brasil do Frei Vicente Salvador, nota-se uma admiração da capacidade da mandioca como alimento em comparação a outros alimentos, “o ordinário e principal mantimento do Brasil [...] uma pouca de água e sal se fazem mantimento e salutífera triaga.” (Salvador, 2010, p. 84-85).

espécies de cabaças (Hemming, 2007; Souza, 2019). No Cerrado, havia pequenas plantações de milho, cabaças e leguminosas há mais de 3.500 anos (Barbosa, 2021).

“Muitas espécies botânicas presentes na Amazônia [...] foram introduzidas pelos indígenas: é o caso do urucuzeiro, da pupunha e do cacau, enquanto outras formas vegetais, nativas, porém naturalmente pouco abundantes, se tornam dominantes após as queimadas provocadas pelos horticultores; é o caso do babaçu e de diversas outras palmeiras; das campinas abertas das zonas de areia branca; das matas de bambu, de ilhas de mata no cerrado central, dos castanhais e das matas de cipó.” (Prous, 1992, p. 41).

Em relação à domesticação de animais para fins alimentares, isso não ocorria. O boi, a galinha ou o porco, por exemplo, tão frequentes atualmente e de grande importância econômica e na alimentação dos brasileiros, não existiam. Foram trazidos mais tarde, como será visto posteriormente. Pero Vaz de Caminha, em 1500, havia sinalado tal fato: “[...], nem criam. Não há aqui boi, nem vaca, nem cabra, nem ovelha nem galinha, nem qualquer alimária, que costumada seja ao viver dos homens.” (Caminha, 2021, p. 12).

Havia o controle da caça para que houvesse a possibilidade de haver o recurso todo ano, considerando os períodos da reprodução. Os nativos conheciam bem a teoria do esgotamento dos recursos renováveis desenvolvida matematicamente no século XX, mas já observada bem antes, na pré-histórica, “na Amazônia encurralavam as tartarugas para tê-las a sua disposição durante meses [...] [no litoral] devolviam ao mar os caranguejos no período de reprodução [...] Os Kayapó poupam as rainhas e operárias de seis espécies de abelhas [na coleta de mel].” (Prous, 1992, p. 40).

Portanto, ao contrário do propagado por grande parte das historiografias nacional e internacional, não houve povos indígenas sem história ou com capacidade inferior ao observado na América Central ou nos Andes (Hemming, 2007; Souza, 2015; 2019).

Diferentes pesquisas indicam que os caçadores coletores amazônicos eram mais altos e mais saudáveis do que os habitantes nas cidades mexicanas ou peruanas. O fato se devia a diferença entre as suas dietas; o índio amazônico brasileiro tinha como base alimentar o peixe, a caça e alguns vegetais, muito mais balanceada, do que a dos incas ou maias, que dependiam da agricultura (Hemming, 2007; 2011). Tais concepções são, na verdade, preconceitos enraizados num extremo determinismo ambiental.

Essa visão foi extremamente dominante tanto para na academia quanto para o público em geral, sobretudo, no bioma mais analisado pelos pesquisadores, o amazônico. O cerne desse entendimento era que solos pobres são predominantes na região, logo há restrição para produzir alimentos e, conseqüentemente, restringe o desenvolvimento de

sociedades complexas como observadas nas outras Américas (Meggers, 1954; 1979; Junqueira, 2015).

Como salienta Souza (2015, p. 38), “procuraram emprestar [...] um certo primitivismo, um estágio de barbárie que fixava a Amazônia num patamar abaixo do Padrão Caribenho e muito distante do Padrão Andino”. E mais, o autor reforça que esses conceitos equivocados fizeram com que “até mesmo certos autores bem-intencionados [acabassem] sucumbindo a eles, ao tentar explicar a presença de populações complexas na região como fruto da migração ou influência dos Andes ou do Caribe.” (Souza, 2015, p. 38).

O modelo tradicional antropológico de ocupação da terra foi proposto, primeiramente, por Steward em 1948. Segundo o autor, os habitantes são mais ou menos desenvolvidos, cultural e socialmente, de acordo com o ambiente onde está inserido, a partir dessa ideia, há quatro tipos culturais nas Américas: Floresta Tropical, Tribos Marginais, Circum-caribenha e Andina⁴⁵.

A abordagem de Cultura de Floresta Tropical era muito próxima a observada nas Tribos Marginais presentes no Brasil Central ou Patagônia. Os nativos eram de somente caçadores e coletores, com aldeias autônomas, limitadas e iguais num ambiente improdutivo e tecnologia extremamente simples (Steward, 1948; Evans, 1955; Guapindaia, 2008).

A diferença entre as duas culturas seria o grau de avanço tecnológico e de organização sociocultural em que o da Amazônia era um pouco mais avançado. O modelo assim se baseia em premissas ecológicas aplicadas à arqueologia (Steward, 1948; Evans, 1955; Guapindaia, 2008).

As tribos de floresta tropical, diante das limitações ambientais, não desenvolveram sociedades complexas e um crescimento demográfico expressivo. No caso das tribos marginais, essas seriam sociedades mais primitivas. Esses tipos culturais possuíam uma dieta com o cultivo de raízes tropicais e de animais obtidos por meio da caça e pesca e uma organização social descentralizada (Steward, 1948; Evans, 1955; Guapindaia, 2008; Lui, 2008).

⁴⁵ De acordo com os biomas estudados na tese, somente os tipos culturais: Floresta Tropical e Tribos Marginais, foram analisados.

A teoria de Steward era uma combinação de processos adaptativos – evolucionismo – com influência externa – difusionismo. Os habitantes da Amazônia e do Cerrado seriam habitantes advindos das civilizações mais avançadas – maias e incas - evoluídos que perderam as características diante da pobreza do solo presente na região (Steward, 1946; 1948; Meggers & Evans, 1957; Moran, 1990; Carneiro, 2007; Guapindaia, 2008; Lui, 2008). “A cultura migrante incapaz de manter-se no novo ambiente, que não proporcionava condições necessárias a manutenção de seu modelo agrícola, entrou em decadência, passando de uma organização política tipo cacicado para tribo de floresta tropical.” (Guapindaia, 2008, p. 3). Portanto, o ambiente é o fator gerador do processo cultural.

Norteadas pelas concepções de Steward, surgem os estudos de Betty Meggers e Clifford Evans para testar se elas são válidas na foz do rio Amazonas, principais expoentes sobre a ocupação na Amazônia do ponto de vista arqueológico, por meio dos vestígios cerâmicos. “A terra firme apresenta baixa fertilidade, a várzea, apesar de rica é imprevisível e não confiável, pois está sujeita a oscilação periódica dos recursos.” (Guapindaia, 2008, p.3).

Portanto, Meggers questiona os relatos dos viajantes e cronistas da época, pois era incompatível alta densidade populacional na Amazônia como descrita pelos expedidores. Evans (1972, p. 90, tradução nossa) sublinha que “as limitações do ambiente da floresta tropical não permitem a produção intensiva agrícola resultando em alto rendimento por homem/hora de trabalho, o que é essencial para o contínuo suporte de um nível avançado de desenvolvimento cultural”⁴⁶. Essa visão coloca a Amazônia a margem de outros complexos culturais nos Andes e no Caribe. O Brasil Central constituiria um tipo cultural ainda mais arcaico (Prous, 1992; 2006; Neves, 1999-2000; Guapindaia, 2008; Lui, 2008; Pedrosa, 2013).

Essa inequívoca perspectiva está impregnada de preconceitos. No Cerrado, havia povos muito mais avançados do que alastrado por parte da historiografia. Na transição do período Arcaico, na região do planalto central, havia os primeiros ensaios agrícolas antes da produção de utensílios de cerâmica (Pinto, 1990; Melatti, 2014). “O povoamento do Cerrado brasileiro teve início há cerca de 11.000 anos, com caçadores e coletores

⁴⁶ “...the limitations of the tropical forest environment, which does not permit the intensive agricultural production resulting in high yield per man-hour of output that is essential for the continuing support of and advanced level of cultural development.”

adaptados às condições ambientais. Posteriormente as populações indígenas passaram a desenvolver uma agricultura diversificada até o século XVIII...” (Freitas & Pasa, 2011, p. 13).

Diante dessa abordagem, surge outro modelo crítico ao postulado do modelo tradicional, a partir do final dos anos 60. Donald Lathrap combina os conceitos de adaptação ecológica e difusão de estilos cerâmicos e linguísticos. A importância das adaptações fluviais na floresta tropical com grande e contínua disponibilidade de proteína animal favoreceu o crescimento demográfico da população e a busca por terras próximas da várzea. A floresta tropical não limitou o desenvolvimento cultural, ao contrário, diante dos limites impostos pela natureza, houve a emergência da agricultura e a cerâmica (Lathrap, 1970; 1977; Neves, 1999-2000; Guapindaia, 2008; Lui, 2008).

As hipóteses de Lathrap foram suportadas por evidências de antigas redes de comércio e presença de elementos da floresta tropical já observados na civilização andina (Lathrap, 1973). Na Amazônia, “embora existam indícios [...] tenha sido povoado há pelo menos 20 mil anos atrás, a ocupação de boa parte dessa área ocorreu cerca de 5 mil anos atrás, quando o crescimento demográfico da população que habitava a várzea do rio Amazonas foi significativo.” (Mota & Lopez, 2016, p. 25). Todos os sistemas agrícolas oriundos graças ao cultivo de mandioca (Guapindaia, 2008).

Posteriormente, foi aprofundada por pesquisadores como Anna Curtenius Roosevelt. Esse enfoque, apoiado por dados empíricos, aponta para uma ocupação pré-colonial bastante antiga e sociedades mais avançadas do que sugerido anteriormente, através de vestígios de produção de cerâmica. Os trabalhos de Roosevelt corroboram com o modelo de Lathrap, ou seja, a evolução humana não estaria limitada nas regiões com florestas tropicais. Não há limitantes de recursos para adaptação e permanência dos nativos, sobretudo, nas regiões de várzea. (Roosevelt et al., 1991; 1996, Neves, 1999-2000; Guapindaia, 2008; Lui, 2008; Roosevelt, 2014). Para Roosevelt, Meggers se equivocou, como mostra Guapindaia, 2008, p. 6:

“ela [Meggers] usou as informações etnográficas contemporâneas como se houvesse uma continuidade dos padrões culturais do passado até o presente, ignorando as fontes etno-históricas e o impacto dos primeiros contatos, e assim criando um modo de vida que nunca existiu. Afirma ainda que a descrição do meio ambiente, como concebido por Meggers, era inapropriada porque solos de uma maneira geral pobres, ignorando a importância de vastas áreas de biomas terrestres e fluviais, ricas em nutrientes.”

As pesquisas de Roosevelt provocaram intensos debates sobre o processo de ocupação e uso da terra no Brasil, em particular, na Amazônia. Houve pesquisadores que corroboraram com sua visão, mas houve casos de críticas ao trabalho por usar uma interpretação muito forte do determinismo ecológico. É o exemplo de Carneiro (2007) ao demonstrar que não é somente os sistemas agrários capazes de criar sociedades altamente sofisticadas e densas no âmbito populacional. É preciso considerar a possibilidade de existir e manter sociedades complexas e grandes com a disponibilidade de fontes variadas de proteínas e de fácil acesso ao longo ano, como existiam com a alta quantidade e variedade de peixes e outros animais marinhos nos rios presentes no bioma. A tese de Carneiro foi aprofundada depois e ratificaram as hipóteses propostas pelo autor por pesquisadores como Michael Heckenberger e William Denevan (Guapindaia, 2008).

Partindo dos estudos mais recentes, propõe-se que, na verdade, antes da invasão europeia, estabeleceram-se no Brasil sociedades complexas e organizadas, com grande capacidade de modificação das paisagens com diferentes pistas sobre tal ocorrência como: o surgimento de solos antropogênicos denominados de Terra Preta dos Índios ou Terras Pretas, vestígios de estradas ou estruturas de defesa (Heckenberger et al. 2003; Neves, 2005; Lui, 2008).

Os primeiros habitantes na região amazônica foram altamente sofisticados. Dos paleoíndigenas aos os pré-ceramistas arcaicos ou ceramistas arcaicos avançados, há uma vasta e variada rede de sociedades de subsistência, sustentadas por economias especializadas em caça intensiva, agricultura de amplo espectro seja com cultivo de plantas seja com criação de animais e pesca em larga escala (Mota & Lopez, 2016; Souza, 2015; 2019).

Além disso, artefatos existentes de diferentes povos mostram a presença de um enorme sistema de comércio e de comunicação⁴⁷. Entre os anos 4000 e 2000 a.C., a principal atividade foi a caça e a coleta. O processo para a agricultura foi lento. Por volta de 3.000 a.C., havia as primeiras sociedades horticultores. Somado à mandioca, um cultivo importante para a região amazônica foi a cultura do milho. Tanto mandioca quanto

⁴⁷ Ressalta-se que, por muito tempo, admitiu-se a ausência de vestígios humanos na Amazônia antes do aparecimento e do uso da cerâmica, devido à inexistência de pedras na região para fabricação de artefatos. Essa visão se modificou recentemente, apesar de haver poucos sítios arqueológicos datados do período Arcaico (Roosevelt, 1992; Prous, 1992; 2006; Melatti, 2004).

milho foram importantes para obtenção de um excedente de alimentos para estocagem (Homma, 2003; Souza, 2015; 2019).

A presença da várzea dos rios foi fundamental para a economia dos povos horticultores por possibilitar depósitos sazonais de fertilizantes naturais e criar um rico suprimento de alimentos como: peixes, mamíferos aquáticos e quelônios (Souza, 2015; 2019). Estima-se que as várzeas possuísem em torno de 950 mil indígenas cuja densidade demográfica era estimada em 14,6 habitantes/km², apesar de ser 2% do total do ecossistema amazônico e o restante do ecossistema possui, pelo menos 1 milhão de nativos, com uma densidade de 0,2 habitantes/km² (Souza, 2019).

Porém, o primeiro grande desenvolvimento para os habitantes da região amazônica foi por volta de 2000 a.C. com a formação de sociedades extremamente povoadas e hierarquizadas, ocupando quilômetros das margens do rio Amazonas⁴⁸. Graças a essas populações, há a formação de locais com solos de Terra Preta dos Índios.

A relação homem-natureza favoreceu a presença dos antrossolos ou as terras pretas em parte da Amazônia, propiciando uma sociedade de nativos mais complexa, mais numerosa e fixa à terra. “Em muitas áreas de pequenas extensões – de um a poucas dezenas de hectares – ocorrem solos denominados “terra preta de índio” ou “terra preta arqueológica”” (Lepsch, 2010, p. 129).

Estudos recentes – Neves et al. (2003), Myers et al. (2003), Kern et al. (2003), Arroyo-Kalin (2010; 2012), Glaser & Birk (2012), Clement et al., (2015), Junqueira (2015) – mostram a presença em diferentes porções de 1 até 90 hectares ou mais de solos enriquecidos com altos índices de matéria orgânica graças às atividades das populações indígenas pré-colombianas há mais de 2.500 anos, distribuídas em todo o bioma Amazônico, em particular, na Amazônia Central.

Os nativos usaram de uma gama de tecnologias existentes e espécies de plantas na produção de alimentos e com isso, de forma intencional ou não, impactavam na qualidade do solo (Glaser & Birk, 2012; Clement et al., 2015; Junqueira, 2015). Esses solos de origem antrópica mostram a capacidade, citada no início do capítulo, da humanidade de transformação da paisagem com a presença de sistemas agrícolas e forte uso de cerâmica

⁴⁸ Isso não significa que não havia anteriormente a domesticação e melhoria de espécies vegetais como cacau, pupunha, cupuaçu, açaí, mandioca ou abacaxi (Clement et al., 2015).

pelos habitantes, corroborando com a tese de que essas sociedades eram mais avançadas do que diferentemente propalado pela corrente do determinismo ambiental.

Sombroek et al. (2003), de forma conversadora, estimou que entre 0,1% e 0,3% da floresta amazônica contém esse tipo de solo. Isso torna ainda mais importante na medida que esse tipo de estimativa sobre a presença desse tipo de solo contribuiu com uma população ainda mais densa, por proporcionar solos mais ricos capazes de gerar alimentos no bioma amazônico e a concepção de terra virgem descoberta pelos europeus ainda mais equivocada.

Tal manejo do solo conforme Glaser (2007), instalado pelos nativos, a milênios, deve ser estudado e aplicado atualmente como mais uma forma sustentável de dirimir o impacto humano sobre a natureza. Segundo o autor, essa modificação no uso da terra e, consequente alteração na estrutura do solo, propicia três vezes mais matéria orgânica, nitrogênio e fósforo em comparação a solos adjacentes, mais pobres ou inférteis (por exemplo, ferralsolos, alissolos ou arenosolos), além de favorecer o sequestro de CO₂ a longo prazo e manutenção da biodiversidade. “Solos muito ricos em nutrientes vegetais, e apesar de ocuparem uma pequeníssima extensão em relação ao total da Amazônia, têm chamado muito a atenção pela alta fertilidade e por representarem sítios de sequestro de carbono da atmosfera.” (Lepsch, 2010, p. 129).

Assim como na Amazônia, a ocupação territorial do Cerrado, Brasil central, também é antiga, datando de 12 mil anos atrás, com grupos de caça e coleta. De acordo com Bertran (2011), a mais antiga datação da presença humana nessa região coincide com a extinção da megafauna, provavelmente, em razão de fatores climáticos e ecológicos, conforme salientado no início do segundo capítulo.

Na região dos cerrados, as populações desenvolveram importantes processos culturais. A economia de caça e coleta criaram modelos de organização social e espacial. Apesar de tentativa de implementação de agricultura diversificada onde a fertilidade do solo era boa, esses indivíduos tinham como principais atividades a coleta vegetal e a caça de pequenos e médios animais (Barbosa, 1995; 2021; Barbosa & Araújo, 2020). As mudanças no clima levaram com que essa região tivesse diferentes fases líticas e tradições.

A primeira e mais antiga – fase lítica Paranaíba e tradição Itaparica – vai de 10.750 a 9.000 anos A.P., o clima era mais frio e úmido e a principal atividade era, sobretudo, a caça generalizada, complementada por pesca, ovos e coleta de frutos.

A segunda de 9.000-1.000 anos A.P. é denominada fase lítica Serranópolis – tradição Serranópolis. O clima era quente com oscilações da umidade. O modo de aquisição dos recursos são os mesmos observados na fase anterior, porém a entrada na dieta a coleta de moluscos .

Posteriormente, advém a fase litocerâmica Jataí – tradição Una – com o uso da cerâmica. Há uma diversificação do uso do espaço com não somente da caça coleta e pesca, mas também o plantio de milho, cucurbitáceas, amendoim, por exemplo. O clima dessa fase é a mesma dos dias atuais. No começo do período seco, a agricultura se torna primordial na dieta da população.

E, por fim, a última fase antes da chegada dos europeus, é a chamada fase cerâmica Iporá. No Noroeste, há o desenvolvimento de grupos de horticultores de tradição amazônica e o plantio da mandioca – tradição cerâmica Uru. No sentido nordeste, uma agricultura diversificada com tradição Aratu e sudoeste, o avanço de um grupo diferente cuja tradição é Tupi-Guarani, subtradição Pintada, com a mandioca como principal plantio (Pinto, 1990; Barbosa, 1995; 2014; 2021; González, 1996; Bertran, 2011; Barbosa & Araújo, 2020).

Para todas as fases, o homem usava de abrigos como assentamentos. “Estes são numerosos, amplos, cômodos e estrategicamente colocados. Diversos, por suas condições, foram continuamente ocupados, ao passo que outros parecem ter sido muito requisitados esporadicamente: a distância da água parece muito importante.” (Pinto, 1990, p. 94).

Resumidamente, a maioria dos estudiosos citados mostram a dificuldade de se reconstruir com maior precisão o processo de ocupação e de uso da terra no Cerrado. Observa-se também pela quantidade de estudos. Ao comparar os dois biomas – Amazônia e Cerrado – há uma discrepância relevante de materiais e trabalhos sobre a pré-história com maior quantidade de estudos voltados ao bioma amazônico.

A harmonia entre homem e natureza parecia equilibrada, após as dificuldades geradas pelas mudanças climáticas e pelo ambiente desconhecido. Os índios brasileiros

viviam em sociedades diversas numa lógica de cuidado com a natureza, sabendo dos seus limites.

Todavia, não imaginavam que, no século XV, do outro lado do oceano, num mundo completamente diferente deles, surgia um movimento de busca por novas terras e por riquezas naturais. O mundo perfeito estava prestes a sofrer um abalo. Do paraíso para o inferno. Dissipa-se a harmonia. O caos, o medo, a fome, a perseguição e a morte seriam constantes na vida dos nativos. Destruição, subjugação, posse e exploração predatória passariam ser empregados na natureza. Homem e natureza viverão uma nova relação, completamente antagônica. É o fim da convivência pacífica. A queda do céu.

2.1.

Invasão, conquista e ocupação do Brasil: de colônia portuguesa a império governado por monarcas europeus

“Brasil, Terra de Santa Cruz, Terra dos Papagaios, América portuguesa, ou qualquer que fosse o nome escolhido, designava uma ambivalência, mas também uma certeza: esse local nascera desempenhando o papel de um “outro”, fosse na sua natureza ou nos seus naturais.”⁴⁹ (Schwarcz e Starling, 2015, p. 33).

“Nas manchas territoriais onde a economia derivada da formação colonial estava presente, a regra era uso predatório e descuido da vegetação nativa e dos solos. As instituições não eram capazes de impedir essa dinâmica de maneira efetiva.” (Pádua, 2016, p. 198).

O processo de ocupação do território brasileiro provocou mudanças profundas. As epidemias, as missões e as guerras levaram ao genocídio e ao etnocídio dos ameríndios. O morticínio dizimou milhões de habitantes cuja quantidade atual não passa de 820 mil. (Hemming, 2007; 2011; Ribeiro, 2015; Schwarcz & Starling, 2015).

De acordo com o Censo Demográfico (2010), a população indígena era 817.963 frente a 189.931.228 de não-indígenas. Se os índios eram a totalidade da população até 1500, em 2010, não representaram nem 0,5% da população total brasileira (IBGE, 2020). A invasão, aparentemente amistosa, foi extremamente sangrenta. Se, em 1500, havia, no

⁴⁹ A questão do trato entre os naturais e o colonizador, o olhar sobre o outro e como se comportar diante do outro, também pode ser observados e estudados pela obra de Todorov (2019), dentro da realidade da ocupação espanhola na América em que, a grosso modo, tem muitas similaridades como o nosso processo de ocupação como: os interesses econômicos dos navegantes, a indiferença pelos silvícolas num processo de enganação pela aparente amistosidade que se torna animosidade, dizimação e exploração dos nativos e a usurpação dos recursos naturais.

país, uma população de nativos entre 4-5 milhões, em pouco tempo, essa foi reduzida drasticamente (Homma, 2003; Hemming, 2007; 2011).

A conquista do Brasil foi impactante. Como salienta brilhantemente Krenak (2020), os povos originários ainda estão presentes neste mundo porque escaparam da matança e não, por exclusão. O grau de letalidade pode ser comparado a um fenômeno ocorrido dois séculos antes na região dos descobridores. No século XIV, um terço da população da Eurásia foi aniquilada pela peste negra ou peste bubônica (Schwarcz & Starling, 2020). Setenta anos após a descoberta da Terra de Santa Cruz, por Pedro Álvares Cabral, a população indígena tinha atingido a marcada de cerca de 800 mil habitantes (Azevedo, 2008; FUNAI, 2020a). Sobrevivendo somente 16-20% do total da população estimada antes das caravelas embarcarem. Nem a peste matou tanto, em valores relativos⁵⁰. A dizimação da população local pode ser comparada a outro número mais horripilante da nossa história. Calcula-se que mais de 4 milhões de africanos foram arrancados de suas terras pelo tráfico negreiro entre 1551-1870 com o objetivo principal de serem mão-de-obra nas grandes lavouras (Alencastro, 2000).

Em menos de um século se matou mais nativos do que foram traficados negros advindos da África em quase três séculos. Tanto o tráfico negreiro quanto ao extermínio indígena mostra o *modus operandi* da colonização do Brasil: o processo de exploração e de ocupação territorial brasileiro foi a base de muito sangue com rastros de destruição da natureza.

A ambição para explorar as novas terras foi devastadora para os silvícolas. Eles perderam vidas, terras e liberdade. De acordo com a FUNAI (2020b) e ISA (2020), os indígenas ocupam quase 14% do território nacional atualmente, com um agravante; continuam a não ter paz. Vivem com medo de serem mortos pelas atividades ilegais (garimpo, exploração madeireira, grilagem etc.). Oswald de Andrade, no seu texto *Manifesto antropófago*, resume bem o ambiente dos nativos: “Antes dos portugueses descobrirem o Brasil, o Brasil tinha descoberto a felicidade.” (Andrade, 1978, p. 18).

Essas terras sob posse dos indígenas possuem uma função importante de proteção do meio ambiente ao impedir o avanço de atividades predatórias e nocivas à natureza. Graças aos nativos, donos originais da terra, o processo de desmatamento, sobretudo na

⁵⁰ Em números absolutos, estima-se que a peste tenha ceifado entre 75 e 200 milhões de vidas, valor aquém se comparado com os silvícolas. Todavia ambos são impactantes e absurdos (Schwarcz & Starling, 2020).

Amazônia, não é muito maior. Calcula-se perdas de quase 20% da Amazônia Legal e as terras indígenas perderam menos de 2% das florestas originais (PRODES, 2021; ISA, 2021).

Quando os europeus chegaram, “os indígenas, que inocentemente, se irmanaram com eles naquela praia, não faziam ideia, tal como as árvores às suas costas, da destruição que essa invasão causaria” (Dean, 1996, p. 59). Não foram somente os habitantes que foram sendo dizimados pelo processo de ocupação e de exploração do território, mas também a natureza. Era a segunda leva de invasores humanos. Esses mais letais (Dean, 1996).

No primeiro momento, durante o século XVI, com a extração do pau-brasil⁵¹, depois com a derrubada de árvores e mata para o plantio da cana-de-açúcar ou para agricultura de subsistência ou a própria pecuária, esses últimos para abastecer os engenhos. Assim, primeiro a Mata Atlântica⁵² sofre o processo de exploração destrutiva, com enorme intensidade e, em menor escala, a Amazônia via parte litorânea. Em seguida, com a interiorização, o Cerrado, a Caatinga e o Pantanal. Esse novo território, nas palavras de Holanda (2010, p. 393), se tornou o “trampolim para novas e mais audazes aventuras, [...], das expedições remotas, procuram retirar mais glória e proveito mais seguro.”.

O processo de ocupação e a implementação de atividades econômicas no território brasileiro começa a ter uma característica comum e presente até os dias atuais: exploração das suas potencialidades e dos recursos naturais, em grande parte, sem temer o impacto gerado ao meio ambiente. Desde a invasão europeia até hoje, isso se intensificou.

Se era restrito às costas brasileiras no começo do século XVI, atualmente, quase todo o território brasileiro sofreu algum processo de mudanças no uso da terra. Já havia o uso da terra antes da chegada dos europeus, a diferença agora está no tempo da ação do homem sob a natureza e na sua capacidade de esperar para que ela se restabeleça.

⁵¹ “Existe muito pouco registro de como foi praticado o comércio de pau-brasil, mas é evidente que a extração desse produto, como de todos os demais que os portugueses lidaram, teve origem no conhecimento que os nativos tinham da floresta.” (Dean, 1996, p. 63).

⁵² Mesmo não sendo ainda uma questão bem estabelecida, nos mais diferentes estudos feitos sobre o tema, o pau-brasil ou *Caesalpinia brasiliensis* ou *echinata* se encontrava do Rio de Janeiro até o Rio Grande do Norte nas matas costeiras (Souza, 1939; Castro, 2002; Lima, 2009). Hoje, essa espécie está na lista da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção.

Os primeiros habitantes – a primeira invasão humana – no território brasileiro se ajustavam ao meio ambiente e compreendiam a natureza, usufruindo-a e conservando-a o máximo possível, dirimindo os danos, com a prática de atividades que respeitavam o tempo da natureza. Os novos habitantes a colocaram como um mero fator de produção, reduzindo sua importância e a subjugando ao bel-prazer dentro da lógica do capitalismo comercial: explorar, obter recursos e transacioná-los. Essa lógica observada nas teorias clássica e, sobretudo, neoclássica, de acordo com a descrição feita no primeiro capítulo da tese.

A natureza vista pelos olhares dos cronistas e viajantes europeus era como uma reserva infinita de recursos e capaz de tolerar os impactos gerados pela sua exploração (Ugarte, 2009). Essa visão dominante desde 1500 projeta espaços geográficos diferenciados de acordo com as potencialidades naturais dentro do território (Dean, 1996; Abreu, 1998; Pádua, 2004a; Figueiredo, 2016).

“Nessa região de natureza abundante como misteriosa, mistificada e desafiadora, a disputa em torno do território, que irá conformar sua configuração política no futuro imediato, realizou-se, a princípio, através do controle dos povos indígenas que a habitavam e conheciam, como ninguém, seus caminhos e recursos.” (Figueiredo, 2000, p. 8).

Antes de esmiuçar o impacto da chegada desse indivíduo, é preciso entender as pretensões dos europeus ao embarcar numa aventura tão perigosa e custosa. Esse incentivo teve como pano de fundo uma longa crise socioeconômica na Europa durante os séculos XIV e XV, mostrando as limitações do modo de produção existente, o feudalismo, no final da Idade Média.

Houve uma metamorfose da Europa para se tornar, nas palavras de Braudel (1984), num monstro modelador da história mundial em que essa transformação não foi simples e rápida. Foi uma série de etapas e transições: queda nos rendimentos dos proprietários de terra, devastação com a peste negra e seu impacto na demografia, seguido por um empobrecimento generalizado e o esgotamento das técnicas agrícolas (Braudel, 1984; Moraes, 2011; Anderson, 2016a; 2016b; Mota & Lopez, 2016).

No primeiro momento, há o teor violento da vida⁵³, ideia cunhada pelo historiador holandês Johan Huizinga (2010). O caráter sistêmico da crise propiciou a instabilidade e

⁵³ “O final da Idade Média é um desses períodos em que a vida cultural dos círculos mais altos quase se transformou completamente em um teatro social. A realidade é violenta, dura e cruel; ela é reduzida ao sonho belo do ideal cavaleiresco e, acima dele, constrói-se o jogo da vida.” (Huizinga, 2010, p. 119).

a insegurança. Entretanto, é a partir do século XV, com uma nova expansão demográfica que se tem uma pressão para a expansão das fronteiras (Chaunu, 1983; 1991; Moraes, 2011). “A partir de meados do século XV na maior parte da Europa Ocidental foram desaparecendo as condições que haviam originado a crise, iniciando-se um novo período de expansão econômica.”⁵⁴ (Brenner, 1988, p. 324, tradução nossa). Isso impulsionou de forma forçada que as nações europeias buscassem novas terras, novas fontes de alimentos (por exemplo o açúcar), madeira, metais preciosos (ouro e prata) e insumos para a crescente indústria têxtil, consequentemente a necessidade de conquista de novos territórios e novas rotas comerciais⁵⁵ (Couto, 1999; Moraes, 2011; Mota & Lopez, 2016).

Como sublinha Moraes (2011), o controle do espaço é o centro de motivações do expansionismo observado no século XV e, em particular, no século seguinte. Era vital para o desenvolvimento das economias nacionais europeias o monopólio dos lugares. É nesse contexto que Portugal se encontrava^{56/57}.

“A utilização de técnicas extensivas de cultivo do solo – as únicas conhecidas pela civilização feudal – obrigou os europeus a procurar novas fontes de alimentos. [...] O açúcar – produto originário da Índia, cultivado no Mediterrâneo oriental e introduzido nas ilhas da Madeira por comerciantes genoveses – tornou-se mais uma fonte de energia na dieta dos europeus. Além de alimentos, a Europa feudal precisava de madeira para a construção e o aquecimento de casas. A madeira era também indispensável para a nascente indústria de construção naval. Durante a Idade Média, as principais florestas da Europa ocidental foram derrubadas e desapareceram. [...] Também o desenvolvimento da indústria têxtil na Europa estimulou a expansão ultramarina. Faltavam materiais para processar tecidos: tinturas, para lã e algodão, e goma, para o acabamento de tecidos de seda.” (Mota & Lopez, 2016, p. 37).

As novas terras eram a materialização do mito de outrora do paraíso terrestre nos diferentes escritos dos navegantes, bíblicos ou dos responsáveis pela fé, mas também aquilo que os Estados-nações almejavam: possibilidade de obter recursos para o crescimento econômico. “No alvorecer do século XVI, uma geografia inteira se agrega ao campo da experiência humana.” (Souza, 2015, p. 60).

⁵⁴ “A partir de mediados del siglo XV y en la mayor parte de Europa occidental, fueron desapareciendo las condiciones que habían originado la crisis, iniciándose un nuevo período de expansión económica.”

⁵⁵ De acordo com Chaunu (1983; 1991), a Europa teve fases intercaladas entre expansão econômica e crise. De 1200 a 1350, fase de crescimento, de 1350 a 1500, crise, logo, depois mais uma fase de crescimento, a partir do século XVI, para a volta de uma nova crise, em meados do século XVII.

⁵⁶ A expansão ultramarina foi o segundo momento de expansão das fronteiras. Como salienta Mota & Lopez (2016), num primeiro momento, há o uso de brejos e pântanos por meio de drenagens e a exploração das florestas da região do Báltico e, depois, no segundo momento, quando há o esgotamento dos recursos naturais, a expansão atlântica.

⁵⁷ Segundo Guimarães (1989), Diogo de Gouveia foi o grande idealizador e formulador dos planos de colonização portuguesa na América com o objetivo claro de dar aos vassalos do el-rei.

As primeiras impressões⁵⁸ apontavam o fascínio pela descoberta do Éden, uma terra de maravilhas onde plantando tudo se dá (Ugarte, 2009). Porém, ao longo das décadas, o paraíso se tornou muito mais próximo ou do purgatório ou do inferno, para a maioria dos habitantes (Cunha, 1992; Hemming, 2007; Souza, 2015; 2019). “A conquista permanece uma figura de retórica e a narrativa é fechada sobre si mesma. Terra golfeira e muita criança, paraíso de deleites, cenário exótico, frutas deliciosas e animais curiosos pareciam dizer o quanto o novo deveria dobrar-se ao jugo colonial...” (Souza, 2015, p. 73).

Desde a Antiguidade até os anos de 1500, o número de espécies conhecidas e descritas não ultrapassavam de seiscentas para Aristóteles, principal fonte sobre o tema. No tocante à flora, os valores eram semelhantes, de acordo com os escritos de Teofrasto e Dioscórides. Com as viagens de navegação e de expansão, culminando na invasão das Américas, há um salto nesses valores de espécies da fauna e da flora. E o estudo e a exploração dessas novas espécies tinham um único propósito: prestar serviços e bens ao homem (Prestes, 1997).

Entretanto, o paraíso terrestre após algum tempo tornou-se decepção. Motivo: a falta de uma finalidade econômica para o Éden inesperado, nos primeiros anos, que seria resolvido cerca de 30 anos depois, com o plantio de cana. As expectativas de encontrar metais preciosos, presentes nas primeiras crônicas – *Diálogos das grandezas do Brasil* (1618), por exemplo – e a descoberta de minas na América Espanhola não ocorreram (Schwartz, 1999). Isso pode ser resumido nas palavras do governador-geral da Bahia, Diogo de Menezes: “creia-me V. Mg, que as verdadeiras minas do Brasil são açúcar e pau-brasil de que V. Mg. tem tanto proveito sem lhe custar de sua fazenda um só vintém.” (Varnhagen, 1877, p. 437).

O processo de ocupação do território brasileiro, inicialmente, se deu com a instalação de feitorias cujo principal objetivo era a comercialização da madeira explorada no litoral do Brasil. “Durante os primeiros tempos da colonização do Brasil, os sítios

⁵⁸ Obras como *Visão do Paraíso* de Sergio Buarque de Holanda, ou do Frei Vicente do Salvador, *História do Brasil* e de Gabriel Soares de Souza, *Tratado descritivo do Brasil em 1587* (Souza, 1879), ou pelas cartas dos navegantes como a de Pero Vaz de Caminha mostram com mais detalhes as primeiras impressões sobre o *Novus Mundus* nova terra. Num âmbito mais continental, englobando a América hispânica, citam-se, por exemplo, os manuscritos do frei Bartolomé de las Casas e as obras de Tzvetan Todorov, *A conquista da América* e *Relatos astecas da conquista* (junto com Georges Baudor). Essa visão mítica pode ser contrastada com uma impressão tardia durante a missão artística francesa na figura de Nicolas-Antoine Taunay que não gostava muito dos excessos no Brasil como a luminosidade e as cores da natureza (Schwarcz, 2008).

povoados, conquistados, à mata e ao índio, não passam, geralmente, de manchas dispersas ao longo do litoral, mal plantadas na terra e quase independentes dela.” (Holanda, 2017, p. 13). Portugal tinha olhos para o comércio do Oriente e com isso, os recursos destinados à nova terra eram limitados.

Portanto, o rei Dom Manuel⁵⁹ entregou a exploração da nova colônia a um grupo de comerciantes, em contrapartida, esses deveriam entregar para Portugal o mínimo de seis navios abarrotados de pau-brasil, pagamento a partir do segundo ano de exploração e a construção no local de um posto comercial fortificado ou feitoria (Dean, 1996; Moraes, 2011; Bethell, 2018a). “Acomodando-se à arribada de navios mais do que ao acesso do interior, esses núcleos voltam-se inteiramente para o outro lado do oceano.” (Holanda, 2017, p. 13).

Nos primeiros anos, foram comercializadas 1.200 toneladas/ano de madeira. Para extrair a madeira, os índios, a fim de facilitar a sua retirada, ateavam fogo à mata. Comércio lucrativo e frutífero para a Coroa Portuguesa. Consequentemente, atraíram-se olhares de outras nações, os excluídos se multiplicaram na costa brasileira (Souza, 1939; Dean, 1996; Moraes, 2011).

“Negociantes clandestinos, de Honfleur, Rouen e La Rochelle, surgiram de quase de imediato nos pontos do litoral onde havia pau-brasil. [...] O tráfico francês clandestino de madeiras corantes era tão bem estruturado quanto o dos portugueses ou até melhor [...] Havia ainda o contrabando intermitente feito por navios espanhóis e ingleses. Em conjunto, todos esses negociantes podem ter provocado a extração de 12 mil toneladas por ano. [...] Calcula-se [...] a derrubada de aproximadamente dois milhões de árvores durante o primeiro século de tráfico.” (Dean, 1996, p. 64).

Comércio destruidor para a natureza e os nativos do Brasil. As práticas de exploração da madeira e depois, com o plantio e o cultivo da cana-de-açúcar, nos séculos XVI e XVII, eram predatórias e devastadoras. O solo empobrecia rapidamente com a falta de técnicas que já se mostravam incipientes na Europa em séculos anteriores. Tem-se o conceito de disseminação da cultura predatória, teoria de Thorstein Veblen (2007).

⁵⁹ O rei declarou o pau-brasil monopólio da Coroa. Diante das limitações financeiras e da aparente falta de metais preciosos segundo os primeiros relatos sobre as novas terras, o monarca arrendou ao mercador de Lisboa, Fernão de Noronha que, depois, se associou a outros comerciantes o novo território. Esse arrendamento era semelhante ao comércio da Guiné na África, durante cinco anos, em 1469. No caso das novas terras, a concessão de monopólio comercial fora de três anos. No primeiro ano, sem pagamento à Coroa portuguesa; no segundo, um sexto dos lucros obtidos e no terceiro, um quarto (Simonsen, 2005; Bethell, 2018a). Para maiores informações sobre as primeiras expedições e de reconhecimento da terra, veja o artigo de Guedes (1968).

Entretanto, é preciso enfatizar que houve tentativa do governo português, no início de limitar e impor regras para a exploração de terras, vegetação e águas, no território brasileiro, por meio das Ordenações Manuelinas e Filipinas. O marco inicial da legislação ambiental no país é datado em 1542 pela Carta Régia, com normas para o uso do pau-brasil. A própria expressão madeira-de-lei advém dessa época, por conta da lista de árvores reais, protegidas por lei, de acordo com decreto real, em 1550 (Miranda, 2006).

Durante a União Ibérica⁶⁰ (1580-1640), o rei espanhol D. Felipe II estabeleceu zoneamento do território com delimitação das áreas de matas protegidas. Cerca de uma década depois, por meio das Ordenações Filipinas, há incentivos de plantio de árvores em terrenos abandonados, tipificação e manutenção do crime no corte de determinadas árvores assim como de alguns animais, sendo proibido e criminalizado, com punição de degredo para sempre do Brasil, proteção aos olivais e pomares de danos causados pela pecuária com pagamento desde de multa, açoite para os escravos até perda de animais, além da proibição de descarte de materiais nocivos para proteção aos oceanos, rios e lagoas e de alguns instrumentos e em certos locais estipulados. O conceito de poluição surge, pela primeira vez, nas Ordenações Filipinas, servindo até de inspiração para leis surgidas posteriormente como a n. 7.679/1988 (Wainer, 1993; Bursztyn & Persegona, 2007; Câmara, 2013).

“Durante o período colonial, já se aplicava a teoria da responsabilidade subjetiva pelo dano causado “com malícia” por animais a pomares vizinhos, expressa no alvará de 2 de outubro de 1607, reiterado pela lei de 12 de setembro de 1607, reiterado pela lei de 12 de setembro de 1750, sobre o mesmo objeto. A contrario sensu, a lei de 24 de maio de 1608 expressa a teoria da responsabilidade objetiva para os danos causados pelo gado nos olivais vizinhos, sem culpa do dono ou do seu empregado.” (Wainer, 1993, p. 197).

A situação chegou a um estágio tão alarmante que, em 12 de dezembro de 1605, a Coroa Portuguesa, diante de vultuosos relatórios sobre a possível extinção das madeiras, passou a controlar o corte, com a criação de função de guardas florestais para fiscalizar. Nasce a primeira legislação florestal do país.

Dois anos depois, por meio da volta do monopólio, cedeu a alguns concessionários o direito de retirar e importar no máximo 600 ton./ano. Caso houvesse a extração ilegal, a pena era a morte (Dean, 1996). A preocupação com desmatamento começa exatamente

⁶⁰ Durante esse período, Portugal e suas colônias eram comandados pela Espanha após a Guerra da Sucessão Portuguesa e resultando a união das dinastias entre as monarquias espanhola e portuguesa. Nesse período, três reis espanhóis comandaram o país e houve a invasão holandesa no nordeste brasileiro.

a partir desse momento com inserção do primeiro tribunal para analisar crimes ao meio ambiente, em Salvador, em 1609 (Wainer, 1993).

Entre 1530 e 1668, houve diversas expedições não somente nas costas brasileiras, mas por dentro do território brasileiro, em particular, em direção do coração do bioma Amazônia.

Os colonizadores usaram da mesma estratégia dos nativos para ocupar e explorar a região amazônica, ou seja, por meio de vias fluviais com fixação ao longo do Amazonas e afluentes. A partir dos Andes para selva tropical por meio dos rios, em busca de riquezas aparentemente abundantes, o *El Dorado*. Francisco Gonzalo Pizarro, Francisco de Orellana, Vicente Pizon, Lope de Aguirre e Ambrosio de Alfinger foram alguns dos expedidores que tentaram a sorte na Amazônia. Esse último foi a primeira tentativa de colonizar na Amazônia, em 1528 (Gadelha, 2002; Ugarte, 2009; Madaleno, 2011; Souza, 2019).

“Durante a expedição, Alfinger mostrou-se extremamente cruel com os índios. O alemão aprisionava os nativos e os matinha acorrentados pelo pescoço – em série – a um grilhão e uma longa corrente, o que dificultava a soltura de qualquer um deles, com exceção dos que ficavam nas pontas. Assim, era muito comum Alfinger mandar decapitar aqueles que ficavam cansados ou doentes, para evitar que a corrente fosse desfeita. A expedição durou um ano, e no final os índios se rebelaram e assassinaram Ambrosio de Alfinger.” (Souza, 2019, p. 88).

Simultaneamente à exploração das riquezas litorâneas, houve um fluxo migratório para o interior. Como sublinha Holanda (2017, p. 13), “aqueles que não perecem, vítimas das armas e também das moléstias trazidas pelo conquistador, vão procurar refúgio no sertão distante.”. Um interior já ocupado por outras tribos indígenas. Despontam comunidades de fugitivos indígenas e disputas entre os silvícolas (Gomes, 2011). Tribos contra tribos, essa era tática dos portugueses aplicada, com maestria, cujo resultado havia tido êxito anteriormente nos entrepostos africanos (Guimarães, 1989). A relação amistosa inicial se tornou belicosa, sobretudo a partir da implementação das capitanias hereditárias, em 1534.

A necessidade de defesa do império português fez com que o rei D. João III aplicasse as leis de sesmarias – normas para a distribuição de terras e as regras para seu uso – advindas do século XIV e já aplicadas em outras colônias como Cabo Verde e Ilha da Madeira (Moraes, 2011; Schwarcz & Starling, 2015; Faoro, 2021). Esse sistema de terras perdurou no país até 17 de julho de 1822 com a instituição do alvará – instrumento

de titulação de terras através da Resolução n. 76 (Wainer, 1993; Câmara, 2013). Assim, durante todo o Brasil colônia se pendurará um sistema de distribuição de terras a um número limitado de beneficiários⁶¹.

“A filosofia era simples: como a Coroa tinha recursos e pessoal limitados, delegou a tarefa a tarefa de colonização e de exploração de vastas áreas a particulares, doando lotes de terra com posse hereditária. A partir de 1534 a metrópole dividiu o Brasil entre catorze capitanias, quinze lotes e doze donatários [...] O sistema previa que o donatário tivesse o poder supremo e de jurisdição sobre sua capitania, podendo desenvolver sua terra e escravizar indígenas.” (Schwarcz & Starling, 2015, p. 30-31).

O sistema de troca com a exploração do pau-brasil e destruição da natureza agora era um sistema baseado na escravidão com a ocupação territorial e sua exploração por meio da produção do açúcar – plantio lucrativo observado nas ilhas africanas controladas por Portugal. Tudo para obter mão-de-obra e expulsar os nativos das terras. Natureza e silvícolas impediam a implementação de atividades econômicas lucrativas e serviam para minimizar os elevados custos com o setor açucareiro. Discurso antigo que pendura até hoje. Além dos embates entre os nativos, havia os “descimentos”, termo usado para a prática de procura de mão-de-obra indígena por meio da força, empreitadas sangrentas, antes da implementação do tráfico negreiro. A visão romântica do casamento entre nativos e colonizadores nunca existiu e era contraditória ao pensamento do capitalismo comercial vigente e, conseqüentemente, da Coroa portuguesa.

“Acreditamos que somos um com o planeta e não os seus donos. Um com a floresta e não os proprietários. Um com o universo, seus admiradores, e não os seus dominadores. Um com as pessoas e não os seus senhores. Um com a vida e não os seus algozes. É dessa maneira que caminhamos pela terra: como observadores da sua beleza e de sua magia. Seguimos o fluxo da natureza e, a partir de sua observação, procuramos criar formas de ajudá-la na sua tarefa de embelezar o planeta” (Munduruku, 2004, p. 46-47).

Primeiro historiador do Brasil, Frei Vicente do Salvador, em sua obra *Historia do Brazil* de 1627, sublinhara que os donos de fazenda, nascidos ou não no território brasileiro, eram usufrutuários da terra, deixando-a destruída. “E isto não tem só os que de

⁶¹ De maneira em geral, as grandes sesmarias foram destinadas a membros da administração colonial, capitães que lutaram contra os nativos e a ordens religiosas (Faria, 1998; Lago, 2019). “A legislação portuguesa estabelecia prazos para a confirmação das sesmarias que eram um direito hereditário de uso dos solos nos territórios do reino. Se não fossem cumpridas, poderia ocorrer a anulação de título inicial e a reincorporação das terras ao domínio do monarca. No entanto, grande parte dos possuidores até o final do período colonial “apenas possuíam os documentos iniciais das sesmarias” e tinham, portanto, titulação precária, existindo também muitas posses sem titulação apropriada. Em consequência, o Estado não tinha condições de definir com clareza a localização das terras públicas que podiam ainda ser distribuídas. Mas, mesmo naquele período ocorriam compras e vendas de fazendas e engenhos, desmembradas de sesmarias originais. Também algumas propriedades foram medidas e demarcadas judicialmente, sendo depois objeto de partilhas, regularizadas em inventários registrados.” (Lago, 2019, p. 15).

lá vieram, mas ainda os que cá nasceram, que uns e outros usam da terra, não como senhores, mas como usufrutuários, só para a desfrutarem e a deixarem destruída.” (Salvador, 2010, p. 68). O tratamento dado ao bem comum era nulo. Cada por si na sua faixa de terra. A preocupação com o todo não existia (Salvador, 2010; Schwarcz & Starling, 2015; Starling, 2018; Schwarcz, 2019). Não era uma questão administrativa, porém a forma de governar mostrava nenhuma preocupação com o meio ambiente. Os indivíduos responsáveis pelo uso da terra seguiam seus próprios interesses na ocupação do território com um projeto de colonização da natureza (Starling, 2018).

Gilberto Freyre (2006), em sua obra *Casa-Grande e Senzala*, salienta que, nesse momento, os portugueses organizaram econômica e civilmente uma sociedade no Brasil, a partir de 1532, após uma longa experiência sob a aptidão para a vida tropical na Índia e na África. “Mudado em São Vicente e em Pernambuco o rumo da colonização portuguesa do fácil mercantil [pau-brasil], para o agrícola [...]. Formou-se na América tropical uma sociedade agrária na estrutura [...] através das grandes famílias proprietárias e autônomas.” (Freyre, 2006, p. 65-66).

Durante os três primeiros séculos do Brasil colonial, há uma série de medidas – incentivo a produtos de exportação, monopólio do comércio e proibições de diversificação da produção – com um único objetivo: garantir o máximo de lucro aos cofres do império português, sem nenhuma preocupação com os impactos gerados pelas atividades, salvo depois do temor de perder a alta lucratividade com a atividade madeireira, levando a uma certa restrição da exploração do pau-brasil. Os portugueses, nesse caso, tinham o receio de ocorrer o que Hotelling suscitou, séculos mais tarde, com a teoria do esgotamento dos recursos naturais.

Furtado (2007) ressalta outra particularidade no processo de ocupação do território nacional durante o plantio da cana: a proibição do uso da terra para a produção de alimentos. Um exemplo disso foi a Carta Régia de 1701 a qual era proibida a criação de gado a menos de 10 léguas do litoral brasileiro, mesmo que a lei fosse ineficaz, já que isso ocorria naturalmente. Segundo Guimarães (1989, p. 67):

“a intensa demanda de animais de trabalho, o paulatino aumento de consumo de carne e, principalmente, o aparecimento de novas e largas aplicações do couro vacum já teriam impulsionado definitivamente a expansão da pecuária, sua separação da agricultura, seu afastamento cada vez maior da faixa litorânea.”

Não era possível ter outras atividades capazes de competir com a principal e mais importante tanto para a Coroa portuguesa quanto para os empreendedores aqui instalados. O colonizador obtinha altos lucros com o produto até o aparecimento do ouro e prata no interior do país e da concorrência antilhana. E os empresários do açúcar tentavam o máximo de rentabilidade com a atividade e, com isso, atividades secundárias como a pecuária, impediam a utilização máxima de todos os fatores de produção e, sobretudo, o mais relevante, a terra.

A economia açucareira, um doce amargo, doce pelos lucros para poucos e amarga pelos impactos gerados ambiental e socialmente – criação de latifúndios, o tráfico negreiro, o embate mais sangrento com os nativos, o uso da terra com derrubada de florestas para o plantio da cana – também provocou mudanças na estrutura administrativa da América portuguesa. “A partir do século XVI a empresa colonial giraria em torno da cana: a formação de vilas e cidades, a defesa de territórios, a divisão de propriedades, as relações com diferentes grupos sociais e até a escolha da capital.” (Schwarcz & Starling, 2015, p. 67). Culminando assim, em 1548, com o novo controle régio promulgado por D. João III, com o aparecimento da figura do governador-geral. Mais uma tentativa fracassada de ocupação de parte do território brasileiro e de controlar a colônia (Schwarcz & Starling, 2015; Faoro, 2021). “Nem todas as capitanias tiveram [...] sorte [de prosperar]. A maioria padecia com o isolamento e os ataques dos índios [...], a despeito das tentativas da metrópole de controlar a colônia, a descentralização era evidente.” (Schwarcz & Starling, 2015, p. 67).

Assim, apesar da economia da cana apresentar um mercado de dimensões grande e com altas possibilidades de ser fator de enorme dinamismo para outras atividades, isso foi relativizado. Como salientado parágrafo acima, havia impeditivos externos para bloquear outras atividades tão importantes quanto a açucareira (Furtado, 2007).

Todavia, havia uma atividade, em particular, que foi, de suma importância, mesmo que complementar, tanto para alimentar o negócio da cana quanto para abrir caminhos para o interior do país. Claro, com um preço elevado, a custa de vidas e destruição da natureza.

A expansão do negócio açucareiro proporcionou a necessidade de ampliar oferta de animais para transporte, força motriz, lenha e de alimentos, diante do aumento progressivo do plantio da cana e do surgimento de mais portugueses para fixar moradia na nova terra (Goulart, 1965; Freyre, 2004; Furtado, 2007; Moutinho & Bruno, 2016;

Moutinho, 2018). “Foi estimado que numa temporada um engenho requeria de 30 a 60 bois, acrescido do fato de seu índice de mortalidade durante a safra ser aparentemente alto. Além disso, os engenhos precisavam de sebo, couro cru e carne em quantidade.” (Bethell, 2012, p. 378).

De acordo com Furtado (2007, p. 96), no caso da lenha, “a devastação das florestas litorâneas obrigava a buscar lenha a distância cada vez maiores.”. Com isso, era preciso animais de tração para carregar lenha até o litoral onde se concentrava as atividades econômicas e a população colonizadora.

Dessa forma, o processo de ocupação territorial leva a destruição do meio ambiente por dois meios: exploração do pau-brasil e plantio da cana. Tudo em busca da riqueza, mesmo que seja para muito poucos. E, em breve, ter-se-á uma terceira vertente, a pecuária com forte expansão da fronteira econômica e consequentemente, de mais natureza potencialmente a ser destruída (Guimarães, 1989).

Logo, o processo de ocupação do território brasileiro teve no seu bojo, ao longo dos anos, nos mais diversos tipos de sistemas políticos, diferentes fatores econômicos para explorar e aniquilar tudo que impedisse que a roda do lucro girasse. Consequentemente, as decisões tomadas levaram, direta ou indiretamente, também a impactos sociais e ambientais com revoltas, descompasso entre produção e demanda, perdas de biodiversidade e extinção de espécies da fauna e da flora.

“Ontem, como hoje, a paisagem era também produto da técnica disponível. Ora, nos primeiros tempos coloniais, a cultura extensiva de nossos ancestrais agricultores utilizava poucas ferramentas. Elas quase sempre se resumiam ao machado, para derrubada de árvores e preparo da lenha para o fogão, à enxada, à foice e ao bastão rudimentar, também conhecido como cavadeira de pau ou chuço, para a sementeira. Eventualmente, registravam-se outros utensílios agrícolas, especializados de acordo com as lavouras: descaroçadores para o algodão, peneiras para o arroz, esteiras para o cacau. A escassez de técnicas e ferramentas vindas da metrópole era compensada pelos saberes indígenas. Assim, não só o manejo das terras, como também as técnicas agrícolas, acabou por reproduzir conhecimentos pré-coloniais.” (Del Priore, 2016b, p. 194-195).

Além da cana, mineração e pecuária, durante os séculos XVII e XVIII, desenvolveram-se, por meio de companhias de comércio, em particular, a do Grão-Pará e Maranhão⁶² e a de Pernambuco e Paraíba, outras atividades agrícolas em diferentes partes do território brasileiro, além de intensificar a coleta das drogas do sertão na região

⁶² No mesmo ano, foram instituídas as capitanias do Grão-Pará e Maranhão e do Rio Negro (1751) com capital em Belém.

Amazônia já iniciada, em particular, pelas missões jesuíticas, como mostra a Figura 3 (Souza, 1980; Madaleno, 2011; Bethell, 2018a; Souza, 2019).

A Companhia do Grão-Pará e Maranhão (1755-1778) tinha como um dos objetivos: contribuir para o desenvolvimento agrícola da região Norte. Assim, implementou-se o algodão e o cultivo do arroz, aumentou a produção de madeiras e tinturas e incentivou a pecuária nessa parte do bioma Amazônia, com a produção de carne (defumada ou salgada) e couros e ampliou o cultivo do cacau (Madaleno, 2011; Bethell, 2018a; Souza, 2019). “Durante os vinte anos de funcionamento da Companhia, o cacau representou, em média, 61% das exportações da Amazônia para Portugal [mas chegou a representar antes da Companhia, 90% das exportações]; o café, cerca de 10%, o cravo, 11%.” (Souza, 1980, p. 18-19).

A Companhia de Pernambuco e Paraíba (1759-1779) incluía, entre outras metas, a produção e a exportação de açúcar em franca depressão na época devido à concorrência das Antilhas e a mineração (Furtado, 2007) e o aumento da exportação de couro, fumo e novos produtos na região e adjacentes (Bethell, 2018a).

No caso das drogas do sertão⁶³, ressalta-se que a atividade extrativista ocorreu ainda com mais intensidade, depois de inúmeras tentativas malogradas de implementar e desenvolver uma cultura voltada para exportação de forma estável. O algodão no Norte do país foi usado para abastecer, especialmente, a demanda para a fabricação de roupas grosseiras e somente no final do século XVIII passou a entrar na pauta de exportação. Sublinha-se aqui as tentativas de introduzir com subvenção o café e o anil.

Entre 1678 e 1681, a Coroa estimulou a produção do cacau mediante oferta de vantagens aos produtores e isenção tributária na Amazônia. Ao invés de implementar o cacau domesticado mais doce, os colonos acabaram plantando uma variedade de cacau selvagem que se espalhou por toda a região. Porém, apesar da abundância, a falta de oportunidades e o clima hostil entre colonos e nativos impediram o comércio de forma estável deste fruto feito basicamente por meio de canoas licenciadas.

⁶³ Os principais produtos eram empregados na culinária e na farmacopeia do Velho Continente: quina (*Chinchona spp*), o urucu (*Bixa orellana*), o caju (*Anacardium occidentale*), o cacau nativo (*Theobroma mariae*), a papaia (*Carica papaya*), o maracujá (*Passiflora quadrangularis e edulis*), a baunilha (*Vanilla planiflora*) e a castanha (*Bertholletia excelsa*). A partir de meados do século XVII, serão superadas pela cana-de-açúcar, depois cacau, além do algodão e do tabaco no baixo Amazonas (Souza, 1980; Madaleno, 2011).

“Entre 1730 e 1755, mais de 16 mil toneladas métricas de cacau foram exportadas da região amazônica; eram a principal atração para os navios que chegavam a Belém. [...] depois de 1745, devido à escassez de mão-de-obra, de navios e a uma queda nos preços, as exportações tornaram-se mais irregulares.” (Bethell, 2012, p. 398).

Consequentemente, o fraco desenvolvimento de atividades econômicas na Amazônia propiciou uma grande região com altos índices de pobreza e deficitária para o governo português. As principais fontes de renda do governo eram o dízimo e as licenças para a coleta de produtos da floresta. Na verdade, o verdadeiro motor de desenvolvimento da região foi com a exploração do nativo como mão-de-obra escrava seja pelas missões religiosas em nome da fé seja pelos colonizadores em nome do lucro.

Por causa do processo de subjugação dos índios, a região amazônica enfrentou durante processo de ocupação e exploração territorial não somente mortes pelo trabalho excessivo, mas pelas epidemias como as de varíola em 1621, 1644, 1662 e 1724 ou a de sarampo, em 1740. Nos finais do século XVIII, os nativos com a instalação dos colonizadores na várzea já haviam sido dizimados, em grande parte, pelo extermínio e pela malária, gripe e febre amarela (Madaleno, 2011).

As taxas de mortalidade cresciam, a oferta de mão-de-obra diminuía e a retomada pela captura de índios para a escravidão se ampliava. Era o ciclo da morte para os nativos. Os portugueses faziam cada vez mais incursões dentro da região para capturar os silvícolas. Assim, nesse período, há mais embates entre índios e colonizadores.

A paz e a liberdade na vida dos nativos estavam extintas literalmente para sempre, já que agora quase em todas as partes do país havia alguma guerra travada seja para ocupar as terras seja para explorá-los como mero fator de produção.

Há um movimento de monopolização das estruturas produtivas agrícolas e da infraestrutura no sentido de fomentar o comércio e expandir a produção de diferentes produtos, sobretudo no Nordeste e Norte do país (Bethell, 2012). No centro do país, estimula-se a agricultura tradicional.

No século XVIII, graças às medidas pombalinas, existe uma política de diversificação da agricultura a tal ponto que “os agricultores receberam sementes e mudas trazidas da metrópole ou selecionadas no local e tiveram garantida a venda com lucros, sendo a própria coroa às vezes o principal comprador.” (Bethell, 2018a, p. 501).

No geral, dentre todas as políticas de incentivo à agropecuária durante o comando de Pombal, houve fracassos e progressos. Entre os fracassos, podem ser citados: a cultura

do cânhamo em diferentes partes do território brasileiro, necessário para cordames de navios, ainda continuava altamente importado por Portugal, ou cochonilha, principal corante usado na Europa, ou a tentativa malograda de expandir o fumo além do Estados já consolidados, no Rio de Janeiro e São Paulo (Bethell, 2018a).

Em contrapartida, o arroz e o algodão foram bem-sucedidos. No final do século XVIII, a produção de algodão advinda do Maranhão e de Pernambuco, especialmente, abastecia 30% da demanda do produto pela Grã-Bretanha (Furtado, 2007; Bethell, 2012; Lago, 2014; 2019). A cana-de-açúcar teve sucesso no Rio de Janeiro e o cultivo de trigo se expande com êxito na região Sul do país, alargando a produção focada anteriormente somente em São Paulo (Bethell, 2012).

O corte e a exportação de madeira continuaram ao longo de todo período colonial até no imperial. Como visto, inúmeros decretos reais tentaram coibir a devastação rápida as florestas. No começo da exploração, o uso era as madeiras para tinta, agora, a madeira tem outras finalidades mais emergentes: fabricação de mobiliários e construção de navios (Bethell, 2012).

O fumo consegue se consolidar e ter produção relevante no Pará, no Maranhão, na capitania de Pernambuco e sobretudo, em grande parte da Bahia. Foi o produto agrícola mais importante depois do açúcar nos meados do século XVIII e depois foi suplantado pelo algodão e café.

Apesar de não ser um cultivo para exportação, a mandioca deve ser destacada por ser um dos principais alimentos na dieta da população presente no território brasileiro. A cultura advinda dos povos tradicionais garantiu a subsistência mínima de grande parte dos habitantes. Fácil de transportar e armazenar, a mandioca foi considerada o pão de cada dia. Seu cultivo foi realizado nas terras marginais às lavouras de exportação.

A mandioca não era bem-vista pelos produtores de cana-de-açúcar por duas razões: uso da terra que poderia ser usada para ampliar a produção de cana e o cultivo da mandioca, diante das restrições onde plantar por causa da ocupação das melhores terras pela cana, teve que ir o interior do país, destruindo parte da natureza. O problema não era a derrubada da floresta por causa da perda da biodiversidade, mas era menos lenha para o uso na atividade açucareira. O resultado deste embate foi o desenvolvimento de especialização regional em que algumas áreas eram voltadas para a mandioca e outras para a cana (Bethell, 2012).

Na Tabela 1, os dados das principais exportações de produtos agrícolas mostravam a concentração no Rio de Janeiro, São Paulo, Santa Catarina, Rio Grande do Sul e uma área considerável do Nordeste brasileiro tanto em 1786 e em 1806 dos maiores fluxos de capital com exportação. Nesses locais se concentravam tanto os principais centros populacionais quanto os portos.

Na pecuária, o couro era o principal produto exportado, partindo dos portos do Rio de Janeiro, São Paulo, Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Nos três últimos Estados, havia uma produção cujo abastecimento da produção era voltado tanto para os mercados interno quanto externo. No Rio de Janeiro, a produção exportada advinha do interior do país de Estados como: Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso do Sul e Mato Grosso. O interior também escoava a produção via São Paulo pelas estradas reais que serão discutidas no próximo item.

De modo geral, em 1796, o produto gerado pela pecuária criou menos de 6,7% do volume das exportações brasileiras para Portugal. Em 10 anos, a produção dessa atividade econômico propiciou aumentar as exportações de couro em mais de 207,2% e sua participação na pauta exportadora da colônia portuguesa atingisse mais de 15,9%, como mostra os valores absolutos em contos de réis da Tabela 1.

No caso do extrativismo vegetal, ou seja, tanto algumas drogas do sertão quanto madeira, o panorama é diferente. A madeira de lei e do pau-brasil advinham da destruição da natureza no litoral e no interior do país e o escoamento era feito basicamente pelo Rio de Janeiro e por São Paulo. As drogas do sertão eram exportadas via Bahia, segundo definição do local dado pela Tabela 1. A categoria drogas era pouco relevante, em 1796, sendo estimada em cerca de 1,6%. E, em 1806, apesar de quase duplicar o valor gerado, sua participação aumenta muito pouco, para menos de 2,3%.

Finalmente, é preciso salientar o grande peso da categoria alimentos nas exportações brasileiras. Não é possível determinar a origem dos produtos ou até mesmo deduzir diante da estrutura produtiva e da geografia agrícola no Brasil nessa época. Porém, os locais de escoamento desta produção é a mesma observada nos outros produtos. Aliás, durante todo o período colonial, nota-se que as exportações eram feitas em cidades portuárias localizadas no Sudeste, sobretudo, os portos do Rio de Janeiro e de Santos, em São Paulo, e, no Nordeste, em cidades como Recife ou Salvador.

Sem deixar de sublinhar, do lado das importações, há uma panaceia de produtos adquiridos dentre eles citam-se gêneros alimentícios e sobretudo, todo tipo de manufaturados, já que, durante boa parte de todo o período colonial, esse produto era incipiente e de caráter doméstico e artesanal, além da proibição da produção manufatureira pelo alvará de 5 de janeiro de 1785, mas há um momento, curto, de incentivo para a criação de diferentes produtos fabris, sobretudo, o têxtil e o de ferro, graças ao alvará de 1º de abril de 1808; além disso, houve a importação de mão-de-obra escrava tratada como mercadoria, mesmo sendo seres humanos (Prado Jr., 2011; 2012).

Todavia é preciso salientar que, já no final do período colonial, o balanço do comércio entre Portugal e as principais capitanias brasileiras era deficitário⁶⁴, graças a demanda crescente por produtos agropecuários e de extrativismo vegetal na Europa.

No caso do ouro, o peso das exportações caiu a partir de meados do século XVIII com o declínio da produção no principal centro, Minas Gerais. E, paralelamente, do lado da importação, crescimento do contrabando de manufaturados estrangeiros (Bethell, 2012).

Assim, o apetite por mais commodities agrícolas cresce e, conseqüentemente, a pressão por mais demanda por área para ampliar a produção, já que a produtividade sempre foi baixa em todas as atividades agropecuárias e extrativistas devido à aplicação de técnicas rudimentares. Esse fato será revisto na análise da atividade pecuária nos períodos colonial e imperial.

Logo, a demanda por produtos da colônia portuguesa pressionava pela destruição da natureza para implementar a estrutura agropecuária, latifundiária e excludente ao longo do território brasileiro. Um cenário parecido atualmente.

Grande parte da demanda da pecuária bovina tem como destino o mercado externo assim como uma pauta limitada de produtos agrícola como a soja, na área do Cerrado e da Amazônia (DeFries et al., 2013; Green et al., 2019; Ermgassen et al., 2020).

O principal limitante para maior expansão era sempre o crescimento populacional no período de 1500 até o começo da República. Atualmente, o pensamento sobre a

⁶⁴ Para maiores informações da balança comercial entre capitanias brasileiras e Portugal, veja Bethell, 2012, p. 585.

importância do meio ambiente em vários países e o cuidado sobre a origem dos produtos são os limitantes para um maior desmatamento.

No começo do Império brasileiro, dados de exportação mostravam que os principais produtos agrícolas eram o açúcar (30,1%), seguido por algodão (20,6%), café⁶⁵ (18,4%) e couros (13,6%) (Lago, 2014).

⁶⁵ O café será importante dentro da pauta exportada somente a partir de 1790. Entre 1798 e 1807, as exportações deste produto cresceu sete vezes. Ele se torna tão importante que entra como um dos símbolos nacionais do Império, a bandeira do país independente, junto com a planta do tabaco, representando a riqueza comercial (Schwartz, 1998). Os principais produtores são Maranhão, Pará, Pernambuco, Bahia, Rio de Janeiro e, sobretudo, São Paulo.

	Alimentos ^a		Tabaco ^b		Drogas do sertão ^c		Algodão		Couros		Ouro		Totais	
Local	Contos de Réis													
	1796	1806	1796	1806	1796	1806	1796	1806	1796	1806	1796	1806	1796	1806
Rio de Janeiro ^d	1.457,0	2.109,0	53,0	97,7	139,4	189,7	28,5	26,9	233,5	1.393,0	1.790,5	853,0	3.702,0	4.670,0
Bahia	2.721,0	1.794,8	575,8	446,7	24,8	27,4	345,8	399,7	242,3	570,0	50,0	46,0	3.961,0	3.284,7
Pernambuco ^e	1.207,0	1.697,0	2,5	1,5	4,4	20,8	827,0	1.844,3	199,4	227,0	0,3	26,0	2.250,0	3.817,8
Paraíba	65,0				0,1		82,4		4,9				153,0	
Maranhão	171,0	316,6	7,3	19,4	1,1		845,9	1.148,0	28,6	32,5	0,8	8,8	1.055,0	1.527,7
Pará	186,0	614,0	0,8	0,6	8,8	78,1	71,0	71,0	22,6	16,4	8,0	5,6	297,0	785,9
São Paulo ^d	41,8				0,2		0,5		7,0		5,9	55,0	55,0	
Ceará		1,7				1,5		54,0		9,5	0,5			67,4
Totais	5.858,9	6.533,7	639,4	565,9	178,8	319,9	1.592,9	2.398,2	732,0	2.248,4	1.995,3	939,4	11.473,0	14.153,5

Tabela 1 – Principais exportações do Brasil Colônia para Portugal, em contos de réis, 1796 e 1806.

Fonte: Adaptado de Bethell, 2012, p. 579.

Notas: (a) arroz, açúcar, cacau e café.

(b) cera (da África), rapé etc.

(c) anil, quinino, salsaparrilha, pau-brasil e madeira de lei.

(d) Em 1789, inclui Ceará, Alagoas e Rio Grande do Norte. Em 1806, inclui a Paraíba.

(e) Inclui Santa Catarina, Rio Grande do Sul e (em 1806) São Paulo.

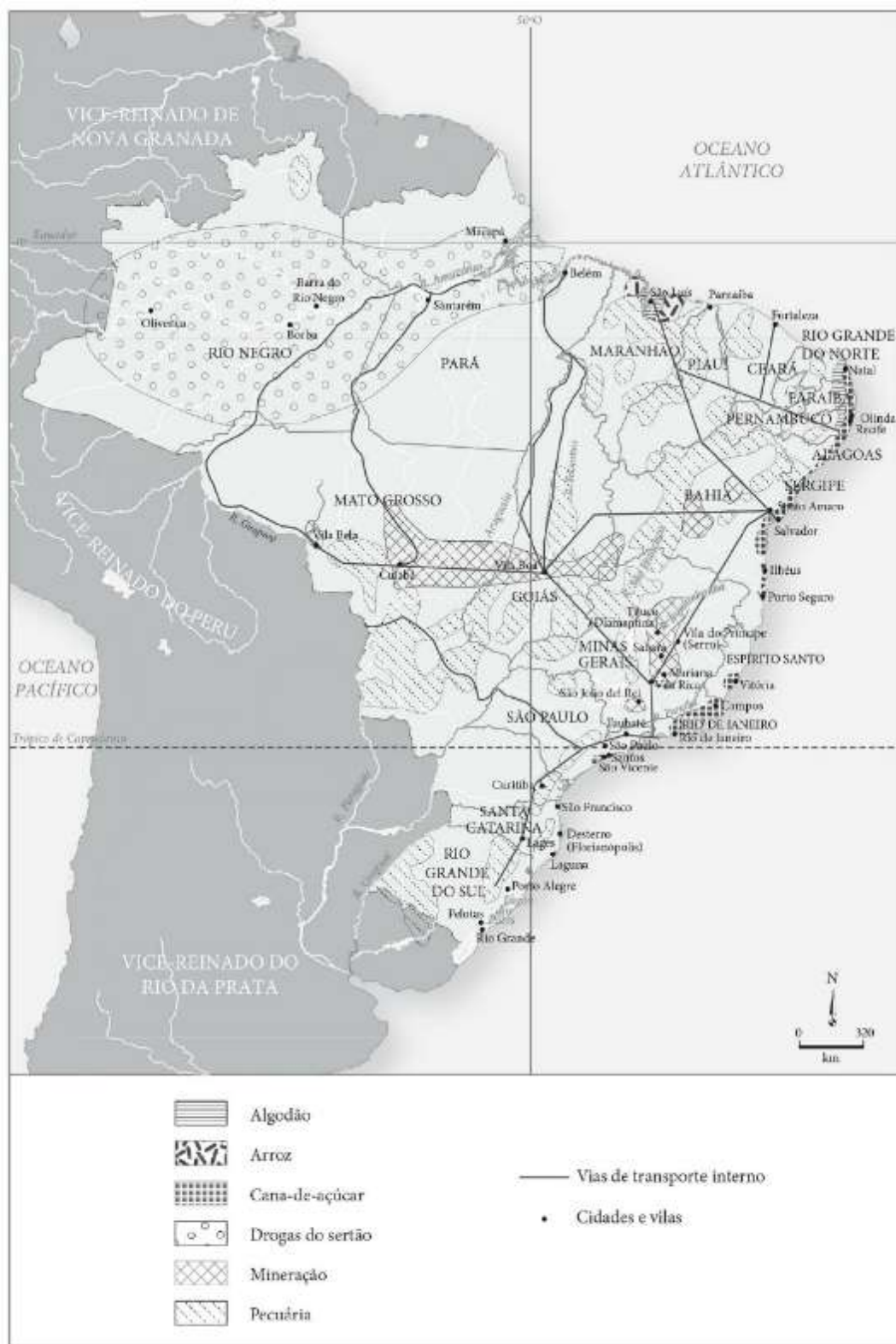


Figura 3 - Atividades econômicas no Brasil Colônia – século XVIII

Fonte: Lago, 2014, p. 26.

2.1.1.

A atividade pecuária, a produção agrícola e o abastecimento no Brasil colonial

“Criam-se no Brasil todos os animais domésticos e domáveis de Espanha, cavalos, vacas, porcos, ovelhas e cabras, e parem a dois e a três crias de cada ventre.” (Salvador, 2010, p. 30).

O gado mudou o processo de ocupação do território brasileiro. Surgido no mesmo período de ocupação do território sul-americano pelos silvícolas, o gado advém de outro animal, auroque ou *Bos primigenius*, extinto em 1627 e sendo visto pela última vez na floresta polonesa Jaktorowka, devido à caça após inúmeras tentativas frustradas de ser domesticado. O processo de deslocamento do animal é semelhante ao da migração humana. A partir do continente asiático, há 320 mil anos, até atingir o europeu por volta de 80 mil anos, sendo domesticado somente a partir de 8 mil anos, dando origem a duas variedades genéticas de boi doméstico: *Bos taurus* e *Bos indicus* (Aimone-Marsan & Garcia, 2008; Jorge, 2013).

Muito tempo depois, haverá o encontro dessa espécie animal com os ameríndios assim como outros animais (galinhas, porcos, ..), como sublinha André Thevet, religioso da expedição de Nicolas Durand de Villegagnon, ao descrever o banquete oferecido aos novos visitantes, variado e receptivo: “Os víveres eram nos fornecidos pelos selvagens e constituídos dos alimentos do país, a saber, peixes e veação diversa, constante da carne de animais selvagens (pois eles, diferentemente de nós, não criam gado), além de farinha de raízes...” (Thevet, 1978, p. 30).

A introdução dos primeiros animais domésticos, inclusive bovinos remete a partir desse momento, em 1532, por meio do donatário da capitania hereditária de São Vicente, Martim Afonso de Sousa, fundada no mesmo ano (Dean, 1996; Silva et al. 2012). No caso amazônico, a atividade da pecuária ocorre em 1622, depois de seis anos da fundação de Belém, no Pará (Homma, 2003). Para o Cerrado, não há uma datação bem definida, já que o processo de interiorização ocorreu em diferentes locais.

Os cavalos se expandiram rapidamente por todo o Nordeste brasileiro e criou-se um comércio entre Bahia e Angola e foi importante para o transporte de mercadorias e pessoas. Todavia, o gado se tornou o mais importante entre todos os animais domésticos (Bethell, 2012).

As primeiras levas de gado eram cruzamento de raças advindas da Espanha e de Portugal e, posteriormente, foram raças trazidas da França e da Holanda. Aquela que melhor se adaptou ao clima do país foi o Caracu, advindo do norte de Portugal. No final do século XVI, havia uma grande quantidade de gado em todas as Capitanias portuguesas e com grande incentivo de exportação desse animal para o Brasil, sobretudo, para o vale do rio São Francisco (Silva et al., 2012).

“O gado europeu, originalmente, criado em pequenos pastos cercados e em maior proximidade com o ser humano, retornou a um estado semisselvagem, formando grandes rebanhos em liberdade, do Nordeste ao Sul do Brasil. [...] o boi inventou seu lugar na cadeia alimentar do continente americano.” (Camphora, 2017, p. 164).

Nas palavras de Prado Jr. (2012), se a agricultura fazia com que os portugueses arranhassem o litoral do território brasileiro como caranguejos, somente a pecuária e depois, mais tarde, no século XVIII, a mineração permitiram a penetração ao interior do país (Silva et al., 2012). Os currais tiveram enorme importância tanto na formação econômica quanto como força de penetração positiva e de fixação do homem (Goulart, 1965; Guimarães, 1989; Martins, 1998). Assim, no século XVI, há duas forças principais que avançam sobre o território: a cana e a pecuária.

Para o cultivo do fumo, a pecuária foi importante. Essa atividade era dependente da pecuária, já que o couro era fundamental para os rolos de tabaco. “Só a Bahia, no século XVIII, exportaria 25.000 rolos encourados num ano. [...] Os altos preços alcançados pelo fumo [...] mostra o interesse que a exportação fumageira teria despertado para o aumento do criatório [de bovinos].” (Guimarães, 1989, p. 68).

A pecuária cria tentáculos em diferentes atividades, ao longo dos séculos, porém de suma importância e essencial para o bom funcionamento delas (Guimarães, 1989; Simonsen, 2005; Furtado, 2007; Prado Jr., 2012; Oliveira & Barbosa, 2014; Moutinho & Bruno, 2016). “As fazendas de criação de gado, no processo histórico de ocupação do território, foram se alastrando para o interior por contiguidade a partir de um ponto de irradiação agrícola ou minerador.” (Moutinho & Bruno, 2016, p. 20).

Paralelamente, durante todo o período, a atividade pecuarista foi relevante também para a fertilização do solo. Conforme Oberg (2009), o esterco do gado será o principal adubo aplicado nas lavouras como fertilizante durante séculos. Outra forma para fertilização provisória dos solos era com a queima da biomassa florestal. O método usado pelos indígenas, em pequena escala, como foi salientado na primeira parte do capítulo,

agora era usado indiscriminadamente. As queimadas eram limitadas pelo baixo desenvolvimento das forças produtivas até meados do século XX. Em outras palavras, a baixa taxa demográfica impedia um avanço ainda mais destrutivo sob as florestas (Lago, 2014; Pádua, 2016). E, em todo o período colonial, há um único uso sistemático de adubação: a associação gado-tabaco-mandioca (Silva, 1997). Essa é a primeira e única integração lavoura-pecuária implementada no país por mais de 300 anos.

Havia resistência com a expansão da atividade pastoril para o interior do país com o confronto assíduo entre as mais diversas populações indígenas e os colonizadores. Um dos mais simbólicos ocorreu no Nordeste brasileiro. A Guerra dos Bárbaros (1651-1704), ocorrida durante décadas, foi uma série heterogênea de conflitos com o objetivo principal: transferir a terra ocupada pelos silvícolas⁶⁶ para o domínio da Coroa Portuguesa e ampliar seus domínios na recente terra descoberta. Nem que isso obrigasse a matar os nativos, mas, se possível, era melhor explorá-los (Dias, 2002; Puntoni, 2002).

Resumidamente, o processo de ocupação do interior do país, como sublinha Bethell (2012, p. 379)⁶⁷, “pode ser resumida no relato de exploração, extermínio dos índios, grandes concessões de terra e instalação de fazendas de gado vacum.”

Em geral, nos primeiros anos de colonização, não havia nenhuma preocupação, por parte dos colonizadores portugueses, com a produção de alimentos básicos para a subsistência, em território brasileiro. O consumo dos habitantes seria resolvido por meio das importações de produtos alimentícios vindo da metrópole. Tal fator foi aprofundado com a introdução da cana-de-açúcar e a construção da atividade açucareira e até mesmo depois durante a exploração mineradora. “A exclusão dos produtos de gêneros alimentícios foi uma reivindicação constante e crescente da classe dominante colonial e plantacionista, monopolizadora das melhores terras mais próximas dos rios e dos portos.” (Linhares, 1996a, p. 137).

Assim, durante um longo tempo, sempre houve um descompasso entre a demanda por produtos alimentícios e a produção nacional, necessitando a importação de produtos vindos da metrópole portuguesa (Andrade, 1996; Prado Jr., 2011; Lemos, 2013; Oliveira & Barbosa, 2014). “O problema da escassez e da carestia apresenta-se como uma

⁶⁶ A união dos índios de diferentes grupos foi denominada de Confederação Cariri (Puntoni, 2002).

⁶⁷ Apesar de ser dito para o sertão nordestino, esse trecho pode ser expandido para diferentes partes do interior do país.

constante a partir do século XVII [...]” (Linhares, 1979, p. 31). Isso, no longo prazo, gerava inúmeros problemas e havia medidas para tentar contornar o problema de escassez de alimentos, como salienta Lemos (2013, p. 28):

“A intensificação da escravidão e o crescimento populacional decorrente da expansão dos canaviais provocaram sérios impactos e fizeram emergir a necessidade de produzir, localmente, alimentos que se adaptassem ao clima e ao solo da colônia. Os animais e vegetais foram importados da Europa, África, Ásia e Oceania, terras onde se estendiam a influência comercial portuguesa”.

Os problemas de abastecimento, ao longo dos séculos, independente do tipo de governo, não estão interligados somente as questões de comunicação, transporte, ou seja, de acesso à terra e entre a produção e o mercado, porém, existem outros fatores a serem sublinhados como: estrutura de produção, normalmente, de subsistência; causas naturais; excessiva preocupação pelos produtos mais lucrativos à Corte portuguesa ou ao Império, e, por consequência, um enorme problema de recursos a serem alocados diante de limitações tecnológica e ecológica (Linhares, 1979; 1983; 1996a; 1996b; Andrade, 1996; Prado Jr., 2011; Lemos, 2013). Qual escolha a ser feita: produção para o abastecimento interno ou para a exportação?

No caso tecnológico, era evidente o atraso da aplicação de técnicas na agropecuária diante do pacote já existente na Europa, por exemplo, e, o entrave natural, a qualidade do solo. A junção desses fatores levava que a produtividade agropecuária fosse muito baixa (Furtado, 2007; Moraes, 2011; Prado Jr., 2011).

Mesmo com as inúmeras intervenções do Estado português e depois, brasileiro, tais como: o sábado livre para os escravos ou nas sucessivas determinações para reservar terras com enfoque na produção de gêneros básicos, as crises eram recorrentes e a fome em algumas regiões persistentes (Cardoso, 1975; Linhares, 1979; Linhares & Silva, 1979; Silva, 1996a; 1996b). Um caso simbólico ocorreu na população empregada na busca pelo ouro: “desesperado com a falta de alimentos, o povo devorava ratos, cobras, cães e gatos, devastados esses “imundos animais”, iam as levas aos matos, senhores e escravos, a sustentarem com frutos silvestres que nêles achavam.” (Goulart, 1965, p. 38).

Entretanto, outro fator emblemático para o problema com a produção de alimentos no território brasileiro era o plantacionismo: penalização na produção de alimentos imposta aos pequenos lavradores em que esses eram obrigados a vender os gêneros alimentares básicos a preços tabelados e, geralmente, baixos. Péssimo estímulo para produzir para o mercado interno, porém interessante para os grandes exportadores de

produtores que tinha acesso aos produtos básicos por um baixo valor e não tinham grandes custos dentro de suas lavouras ou exploração de minérios. Havia, claramente, uma dicotomia na política de produção de alimentos no país. Governo incentivava e não incentivava a agropecuária básica, não exportadora. Com isso, penalizava-se a produção de alimentos, criava-se conflitos sociais e fomentava-se mercados paralelos de gêneros alimentícios (Silva, 1996a; 1996b).

Como consequência, havia o aumento generalizado nos preços dos alimentos. Esse descompasso atravessou séculos, da época colonial passando pelo Império até a República. E, com ele, as revoltas.

Em Salvador, Bahia, antiga capital do país, 28 de fevereiro de 1858, uma multidão gritava aos plenos pulmões: “Queremos carne sem osso e farinha sem caroço”. As crises de abastecimento e consequente, carestia não somente geravam tensões populares ou mostravam a falta de uma política minimamente organizada agrícola para atender as necessidades básicas da população, como poderiam ser embrião de revoltas maiores como: movimentos federalistas, levantes militares ou rebeliões escravas (Reis & Aguiar, 1996).

O motim de 1858 de Salvador, como salienta Reis & Aguiar (1996), não foi um movimento isolado na Bahia, no século XIX, mas o mais emblemático, “que melhor caracterizou um *food riot*, expressão consagrada na historiografia internacional para definir de forma sintética os protestos mais ou menos violentos contra a carestia e a escassez de alimentos” (Reis & Aguiar, 1996, p. 134).

Entre 1707 e 1709, a guerra dos Emboabas teve como uma das bandeiras de luta o abastecimento de gêneros primários em virtude da especulação desses produtos feita pelos reinóis. Em menor grau, esse tema também será levantado no movimento de Felipe dos Santos, em 1720 (Zemella, 1990; Campos, 2006).

A atividade pecuária auxiliava também a diminuir a demanda por produtos alimentícios, mas sendo uma atividade de baixa produtividade, não era o suficiente para atender essa demanda. Por causa desta produtividade, como sublinha Furtado (2007), a acumulação de capital induzia uma permanente expansão e, por isso, também foram necessárias mais terras e expandir para o interior do país. A receita obtida pela pecuária era, durante várias décadas, o gado vendido internamente e a exportação do couro (Furtado, 2007).

“A expansão pecuária consiste simplesmente no aumento dos rebanhos e na incorporação – em escala reduzida – de mão-de-obra. A possibilidade de crescimento extensivo exclui qualquer preocupação de melhoria de rendimentos. Por outro lado, como as distâncias vão aumentando, a tendência geral é no sentido de redução da produtividade na economia.” (Furtado, 2007, p. 99).

É importante ressaltar que os ensinamentos dos indígenas sobre o uso de plantas e como produzir algumas leguminosas e tubérculos colaboraram, em diferentes momentos, para minimizar os problemas de abastecimento no país. O uso de alguns alimentos já introduzidos na dieta dos nativos há séculos ajudaria a compensar o déficit entre a oferta e a demanda por alimentos. Como nos mostra Linhares (1996a, p. 138-139):

“Estatísticas [...] revelam a predominância extraordinária, ainda hoje, da mandioca, velho e tradicional cultivo das primeiras populações indígenas, da bacia amazônica, o milho pré-colombiano, que correspondia às regiões em contato com as vertentes pré-andinas, e, finalmente, a batata-doce, cujo grande núcleo de dispersão parece ter sido a região do Brasil central. São todos produtos majoritariamente produzidos no Brasil, de forma recorrente, parte fundamental da agricultura indígena pré-colombiana, incorporada aos hábitos alimentares dos novos habitantes europeus e africanos.”

Ao mesmo tempo, a pecuária foi, de certo modo, um estabilizador das atividades econômicas, na medida em que, em fases de depressão da principal atividade econômica do país, a pecuária era capaz de absorver boa parte da mão-de-obra livre e da capacidade empresarial (Furtado, 2013).

Em Minas Gerais, por exemplo, com o declínio da mineração surgiram grandes fazendas voltadas para a criação de gado e, em menor parcela, propriedades para a produção de gêneros alimentícios para abastecer a nova capital do país. Em Goiás, depois da febre aurífera, após um quarto de século, a população se utilizou do gado como meio de sobrevivência, elevando a atividade econômica a maior riqueza do Estado (Goulart, 1965; Furtado, 2007; Prado Jr., 2011; 2012; Moutinho & Bruno, 2016). Até hoje, a pecuária é uma das mais importantes atividades econômicas para o povo goiano (Silva, 2017).

No caso mineiro, se destaca a pecuária leiteira cujo papel será relevante até os dias atuais ou até mesmo no passado, como, por exemplo, na cena política durante a República Velha (1889-1930) (Schwarcz & Starling, 2015; Mota & Lopez, 2016; Fausto, 2019).

A descoberta de ouro no Mato Grosso trouxe no seu bojo o gado, alargando a geografia do boi no Brasil, graças aos incentivos do regimento do governador mato-grossense, em novembro de 1725. A bovinocultura se espalha pelo Estado usufruindo dos campos periodicamente fertilizados pela água. Surge assim o gado pantaneiro. Como em

Goiás, após a depressão da atividade aurífera, a pecuária se tornou a principal atividade no Mato Grosso (Diniz, 2006; Moutinho & Bruno, 2016). Também em São Paulo, nota-se o aparecimento de unidades para abastecimento dos centros urbanos, em particular, criação de animais, fumo e mandioca (Andrade, 1996; Furtado, 2007; Prado Jr., 2012; Lago, 2014; 2019; Del Priore, 2016b). Com isso, a pecuária ajuda a manter o homem fixo na região das minas e circunvizinhança.

A paisagem do Brasil Central foi modificada pelo gado. Como salienta Silva et al., (2012), nessa região, devido aos muitos barrancos de sal, o animal se alimentava de minerais, próximo às margens do rio Araguaia e São Francisco. Há, assim nessa região, o gado de rio de currais.

Paralelamente, as forrageiras naturais colaboraram com a atividade da pecuária no Centro-Oeste brasileiro. “Destaca-se as variedades de capim mimoso, capim marmelada, capim arroz, erva d’anta, entre outros. [...] As fartas pastagens, somadas aos minérios e minerais como granitos, quartzitos, ouro, ferro e esmeralda, caracterizaram o ecossistema que serviu de berço para a futura indústria pastoril do Brasil Central.” (Silva et al., 2012, p. 38).

Essa situação natural favorável possibilitou também que, após a decadência de mineração, o estabelecimento de fazendas da pecuária extensiva, no decorrer de meados do século XVIII e início do século XIX. No Centro-Oeste brasileiro, após 1850, há fazendas de gado em várias partes, porém, no caso de Goiás, esse cenário é um pouco diferente.

O gado no Estado de Goiás se torna a principal fonte de renda na região, mas o clima hostil – conflitos entre nativos Avá-Canoeiros e jesuítas, por exemplo – criou o abandono de algumas propriedades rurais (Silva et al. 2012). Consequentemente, há um boom de gado selvagem nas áreas desocupadas. Mesmo assim, a pecuária ainda será até os anos de 1950, a maior fonte de riqueza e maior fator de arrecadação de impostos em Goiás (Silva, 2017).

Desde o início, a pecuária se apoia, conforme ainda observado atualmente, em mecanismo de acumulação natural, meio de ocupação e de povoamento do território brasileiro. Como enfatiza Linhares (1996b), o gado é o produto que se move e possibilita o avanço da fronteira, paulatinamente. Somado ao fato de que a pecuária é usada como mecanismo de posse de terra, sobretudo, pelos grandes latifundiários.

Entretanto, é preciso ressaltar as inúmeras dificuldades enfrentadas na adaptação às condições ambientais no Cerrado e na Amazônia como as onças, ervas tóxicas, cobras, morcegos e carrapatos (Hemming, 2007; Bertran, 2011; Silva, 2017; Souza, 2019). Ou por motivos naturais, febre do carrapato, “cafezinho”, “erva do rato” (Silva, 2017). Na Amazônia, a febre aftosa é data pela primeira ainda durante o período imperial, em 1870 (Homma, 2003).

Com exceção do Sul do país, no final do Império, cuja qualidade era superior em comparação à média nacional, a pecuária tinha baixa condição sanitária de rebanho, baixas qualidade das pastagens e taxa de natalidade e alta taxa de mortalidade (Hemming, 2007; Bertran, 2011).

Durante o processo de ocupação do território pelo gado no interior do país, houve um fator curioso: o roubo sistemático do gado cujo ataque era dado pelos bandos cangaceiros ou “baianos”, já que grande parte da ocorrência se dava próximo ao sertão baiano (Silva, 2017).

Logo, os papéis da agricultura de subsistência (incluindo a pecuária) no Brasil colonial e imperial era de ocupar a terra, desbravar, povoar e organizar diferentes formas de trabalho familiar para produzir excedentes e atender às necessidades dos centros urbanos (Linhares, 1979; Linhares & Silva, 1981; Linhares, 1983; Silva, 1996a; Linhares, 1996b; Szmrecsányi, 1996).

A pecuária foi relevante para o processo de expansão e interiorização do país a tal ponto que boa parte das vias terrestres atualmente no Brasil seguem os antigos traçados feitos pelos carros de boi ou dos caminhos de boiadas^{68/69} como a Estrada Real do Gado, existente desde 1669, que ligava a província do Piauí até a capital do país na época, Salvador ou a Estrada do Taboado, de São Paulo para Mato Grosso, inspirando até a

⁶⁸ “Antes de iniciar-se o movimento de penetração do gado, nas mais variadas direções, não se pode dizer que houvesse estradas no Brasil selvagem do século XVII. Eram rudimentares caminhos, estreitas e tortuosas trilhas abertas pelo machado de pedra do aborígene, atendendo, no seu delineamento, as sugestões da terra.” (Goulart, 1965, p. 71).

⁶⁹ As boiadas eram a forma de abastecimento de carnes-verdes aos centros urbanos. As boiadas eram comercializadas nas feiras e, antes de serem abatidas, eram levadas as fazendas de engorda para aumentar parte do peso perdido durante a viagem. Tudo tinha um intermediário, os marchantes. E quem conduzia as boiadas era o passador, contratado pelo criador (Silva, 1996b). O monopólio dos marchantes era tão grande que as autoridades coloniais procuraram por meio de bandos e posturas impedir esse poder. Como salienta Silva, 1996b, p. 152, “[os marchantes] não só obrigavam o passador da boiada a vender pelo preço que impunham, como ainda poderiam reter os animais no pasto para pressionar os preços do varejo, no mercado consumidor. Esse poder era o equivalente dos atravessadores que controlavam o comércio da farinha de mandioca.

literatura, vide o poema Sinfonia, de João de Melo Macedo ou o Caminho dos Conventos, estrada do Rio Grande a São Paulo – rota de maior importância nos períodos colonial e imperial, por facilitar alguns principais ciclos econômicos do país: ouro e café (Goulart, 1965; Silva, 1996a; Prado Jr., 2011; Moutinho, 2018). “Essas vias da comunicação, abertas pelas patas da gadaria [...], constituíram-se nas veias e artérias por onde passou a correr o fluxo sanguíneo vivificador da colônia; foram os condutos da sua pujança econômica, do assedimento social, da sua unificação pacífica.” (Goulart, 1965, p. 71).

As próprias rodovias e ferrovias construídas, após o período colonial, foram estabelecidas, na sua maioria, pelos traços deixados pelas patas do boi ou pelas rodas dos carros-boi (Goulart, 1965). E, mais, a construção do atual território brasileiro foi graças, em grande parte, a atividade de criação de animais, em particular, de gado, e, mais tarde, a busca por minérios por meio dos bandeirantes (Lago, 2014).

A própria história da criação de vilas e cidades se confunde com a atividade da pecuária. Esses locais surgiram onde havia, anteriormente, curral, fazenda ou estância e a casa-grande do proprietário dos animais (Goulart, 1965). Isso foi tão importante a tal ponto que o Piauí se tornou capitania emancipada (Valverde, 1967).

No final do período colonial⁷⁰, os pontos de irradiação da pecuária para o interior eram de São Vicente, em direção aos campos de Curitiba; da Bahia⁷¹ em direção ao Ceará e, pelo rio São Francisco, em direção a Tocantins e a partir de Pernambuco atingindo até o Piauí (Valverde, 1967; Linhares, 1996b; Bethell, 2012). Mais tarde, surgem novos criatórios como na Ilha de Marajó⁷², provocando transformações no abastecimento de alimentos na região amazônica (Valverde, 1967; Silva, 1996b; Bethell, 2012). E, por fim, destacam-se dois outros movimentos a serem observados no século XVIII com maior intensidade: a expansão da fronteira do gado na direção norte para o Maranhão e na direção oeste para Goiás (Goulart, 1965; Valverde, 1967; Bethell, 2012). Todos os movimentos de penetração do gado podem ser exemplificados pela Figura 4.

⁷⁰ A primeira grande força de expansão da pecuária ocorreu, no século XVIII, na Bahia em direção ao interior do Nordeste com a Casa da Torre, da família Ávila cuja posse chegou a ter 260 léguas de fazenda com essa atividade (Goulart, 1965; Silva, 1996b).

⁷¹ Antes da primeira metade do século XVIII, inúmeros estabelecimentos de criação estavam ao longo do trajeto Bahia até Minas Gerais e Goiás. Uma dessas fazendas era do comandante – Manuel Nunes Viana – que lutou ao lado dos emboabas na guerra de mesmo nome (Goulart, 1965).

⁷² O primeiro gado surgido no norte do país foi, no transcorrer de 1644, em Santa Maria de Belém do Grão-Pará, advindo das ilhas do Cabo Verde. No final do século XVIII, já havia se expandido pelo baixo Amazonas até o Rio Branco (Goulart, 1965).

A estrutura dessa pecuária, independente da região, era quase idêntica. Os animais eram soltos nos pastos brutos, gerando bois magros e musculosos. Os cuidados eram básicos: cura das feridas, defesa contra animais selvagens, queima periódica dos pastos (coivara indígena amplificada), fiscalização, quando ocorria, do gado não ficar selvagem (Valverde, 1967).

Na bovinocultura de leite, a produção era escassa e destinava ao consumo da fazenda ou para fabricação de queijo rudimentar. Esse panorama não se modificou até os de 1940/1950.

Em suma, a estrutura geral de produção de couro, carne e leite observada na época colonial pendurou por um pouco mais de 400 anos (Valverde, 1967). Há de ressaltar que existiram pequenas divergências na estrutura produtividade e no uso da terra. É o caso do Sul de Minas. A alimentação do gado era complementada com sal e ração de farelo e, com isso, tinha uma produtividade melhorada.

A pecuária rompe o misterioso interior do país e, ao mesmo tempo, desfaz as linhas imaginárias do tratado de Tordesilhas de 1498. Por sinal, a oficialização do território brasileiro internacionalmente se arrastou por séculos, até culminar no tratado de Madri, em 1750, entre Portugal e Espanha (Ricupero, 2017).

Todavia, somente em 1777, grande parte das fronteiras do território brasileiro será ratificado internacionalmente por meio do tratado de Santo Ildefonso. Antes desse tratado, ressalta-se que metade do Planalto Central era legalmente espanhol (Bertran, 2011).

A falta de conciliação entre as nações ibéricas durante o período de 1750 a 1777 se deve às mudanças ocorridas, seis meses após o tratado de Madri, nos tronos tanto de Portugal e da Espanha. Ambos os lados mudaram suas visões acerca do recente tratado assinado. D. Carlos III, da Espanha, e do Marquês de Pombal, primeiro-ministro de D. José I, sobretudo com os limites fronteiriços no sul e no norte do país. O formato do território brasileiro como todos nós conhecemos só foi consolidado no começo da República Velha, em 1907, conforme a Figura 5.

Os ganhos obtidos territoriais entre o que foi concebido pelas linhas imaginárias até o que foi ratificado se deu graças ao avanço em busca de minérios, à exploração dos recursos naturais como a borracha no Acre, às drogas do sertão na região Amazônica e à expansão da pecuária (Abreu, 1998; Ricupero, 2007; Murari, 2009; Mota & Lopez, 2016).

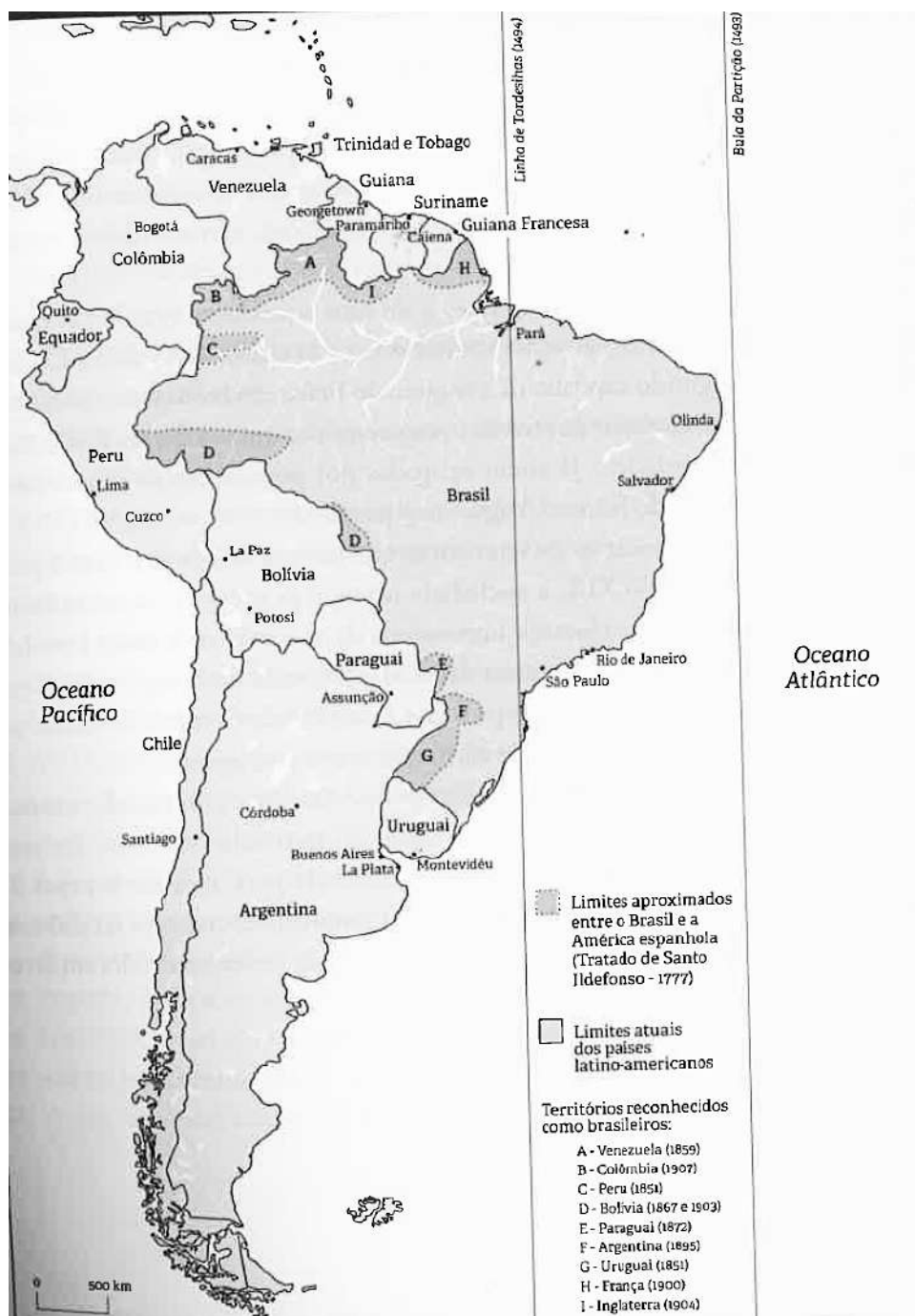


Figura 5 – Formação territorial do Brasil.

Fonte: Ricupero, 2017, p. 73.

Mesmo assim, durante várias décadas, essa ocupação se mostrava ineficaz a tal ponto que na guerra mais sangrenta da América do Sul fica muito evidente esse vazio.

A Guerra do Paraguai mostrou a falta de estrutura de defesa, comunicação e transporte no interior do país. Ainda que sendo uma guerra durante o Império, no século XIX, ela mostrava algo recorrente também no período colonial, apesar dos avanços em infraestrutura trazidos, sobretudo, durante o Segundo Reinado tais como telégrafo (1854)

ou ferrovia (1858) (Schwarcz, 1998; Schwarcz & Starling, 2015). E, na maioria das vezes, quem fazia frente aos invasores eram os índios. Isso só aprofundava as crises de abastecimentos e dos preços agrícolas nas regiões mais afastadas.

“Envolvido numa guerra inesperada, o Império do Brasil foi surpreendido com o Exército despreparado a ponto de seis meses depois de iniciada a luta, não ter conseguido tomar a ofensiva. Mato Grosso era a província mais isolada e indefesa do Brasil e tornou-se alvo fácil para a invasão paraguaia. [...] A entrada do Exército paraguaio em Mato Grosso pareceu mais um treinamento militar do que uma invasão. [...] Exceto em Corumbá, onde a população em sua totalidade não teve barcos para escapar, por todo território invadido os povoadores brasileiros fugiram. A fuga foi possível devido à própria escassez de população, pois em Miranda, Dourados e Albuquerque havia apenas 1820 pessoas, das quais 606 eram escravos. [...] Os ocupantes paraguaios sofreram ... frequentes ataques dos índios Mbaya ... houve ameaça de fome devido à desarticulação da produção agrícola. [Com o processo de ocupação, há o fim da navegação fluvial, aumentando] o isolamento da província a ponto de, somente em fevereiro de 1865, chegar a Cuiabá a correspondência oficial enviada do Rio de Janeiro em outubro do ano anterior.” (Doratioto, 2012, p. 97 e 106).

A Guerra do Paraguai impactou no desenvolvimento econômico do país, em particular no Mato Grosso do Sul com alta retração das atividades econômicas e contribuiu, positivamente, com o crescimento da região do Cerrado mineiro por ser importante ponto de passagem e entreposto comercial para as tropas brasileiras (Diniz, 2006).

A Corte Portuguesa do Regente Dom João VI, durante sua estadia após a fuga de Portugal diante do avanço napoleônico, tinha preocupação de melhoria a interligação entre as capitanias. Desse modo, implantou políticas de favorecimento do povoamento e de doação de sesmarias para incrementar o comércio, a integração e movimentar os meios de comunicação e de transporte, extremamente rudimentares ou quase nulos (Dias, 2005).

“Além dos estrangeiros, continuaram os viajantes e engenheiros nacionais a explorar o interior do país, a realizar levantamentos e mapas topográficos [...] Levantou-se uma carta hidrográfica das capitanias compreendidas entre o Maranhão e o Pará; foram enviadas expedições para examinar os rios tributários do Amazonas. Tentaram dar acesso ao comércio do Mato Grosso pelos rios Arinos, Cuiabá e Tapajós, ligando Mato Grosso por via fluvial e terrestre com São Paulo. Através do Guaporé, Mamoré e Madeira, encontraram o caminho que poria em contato o Amazonas com os sertões do interior do país. [...] O Tocantins e o Araguaia foram explorados [...] Em Goiás, vários “capitalistas” se reuniram e começaram o transporte regular pelos rios.” (Dias, 2005, p. 36).

A questão da infraestrutura impacta até na pecuária. De acordo com Silva (1996b), as longas viagens e as condições da pastagem nos caminhos faziam com que o produto gerado com o rebanho bovino fosse muito reduzido e conseqüentemente, elevação dos preços tanto da carne quanto do couro, pressionando ainda mais as crises de abastecimento como a de 1702 na cidade de Salvador.

Por causa das distâncias entre locais de produção e centros consumidores, mudanças radicais no sistema de produção do gado de corte em meados do século XVIII ocorreram. Vários fazendeiros passaram a salgar e secar as carnes com o intuito de ampliar os raios de comercialização. Com isso, nasceu uma nova indústria, a da carne seca com o aparecimento das salgadeiras, fábricas ou charqueadas e fortalecimento da indústria do sal (Silva, 1996b).

Todavia, efeitos climáticos como secas ou quedas na temperatura, duração prolongada de invernos, modificavam toda a estrutura dos mercados de abastecimento e de comercialização. Logo, surgiam novos núcleos produtores ou eliminava, provisória ou permanentemente, outros. Esse fator era um dos principais vetores na determinação dos preços e da concorrência e não, os custos, as técnicas de manejo ou transporte, já que esses determinantes no preço da carne e do couro eram quase idênticos, com uma diferenciação maior, como visto, dado pelo fator transporte (Silva, 1996b).

A qualidade da infraestrutura era péssima, considerada abaixo da crítica, transitáveis apenas para pedestres e animais em boas condições climáticas. Caso houvesse um pouco mais de chuvas, atoleiros se formavam e impediam a passagem de qualquer tipo de animal (Prado Jr., 2011).

Na época joanina, por causa disso, há um período de conserto e construção de estradas e isenções para boiadeiros e tropeiros, proibição de estrangeiros no comércio de cabotagem e melhoria dos transportes fluviais e dos negócios no interior do país, além claro, do aumento da ocupação e do processo de interiorização incentivado. Essa política joanina será intensificada no começo do reinado de d. Pedro I e logo depois, seria interrompida, em 1831 (Campos, 2006). Antes mesmo da vinda da Família Real, houve tentativas de melhoria dos meios de transporte no país, compulsórias, localizadas, como o “caminho do mar” em São Paulo até o porto de Santos, pelos governadores, entre 1780 e 1792. Nascia um dos poucos exemplos de estradas pavimentadas na época colonial (Prado Jr., 2011; Bethell, 2012). Graças a essa iniciativa foi possível escoar a produção agrícola na região e seu entorno (Kuznesof, 1980).

Mesmo com as tentativas de melhoria, ainda há uma enorme preocupação em torno do descompasso entre produção de alimentos e seu abastecimento. O ministro Chamberlain, em 1826, no Primeiro Reinado, numa carta a Canning, mostrava a indiferença e o descanso da capital imperial frente aos problemas de miséria, seca e abastecimento existentes no Império, possibilitando uma perigosa revolução que poderia

eclodir como já ocorrida anteriormente no mesmo continente, o caso haitiano, em 21 de agosto de 1791 (Dias, 2005).

Somente a partir do final do século XVIII, tem-se uma onda positiva para diversificar a agricultura e melhorar a pecuária (Bethell, 2013; Del Priore, 2016b). “As exportações de algodão, índigo, arroz, cacau e outras mercadorias cresceram de forma significativa e o açúcar reviveu, em parte devido às interrupções do comércio colonial no Caribe entre 1776 e 1815.” (Bethell, 2013, p. 660). Para se ter uma ideia, no Paraná, maior exportador de erva-mate do Brasil, os preços dos gêneros alimentícios durante o Império, alcançavam a uma majoração acima de 200% num único ano (Del Priore, 2016b).

Antes de entender as políticas de melhoria no setor agropecuário, é preciso entender o novo contexto internacional o qual o país está inserido. Os diferentes mercados internacionais de compra e venda de produtos agrícolas geravam maior variabilidade aos preços. No período colonial, essas variações ocorriam em tempos relativamente longos. Neste momento, esses mesmos preços sofrem bruscas variações de ano para ano. Isso se deve ao franco processo de urbanização e industrialização observado na Europa e nos Estados Unidos no final do século XVIII e, sobretudo, durante o século XIX. Esse avanço da indústria, dependendo do momento, expandia ou retraía o mercado consumidor, formado majoritariamente pelos trabalhadores industriais. Assim, a volatilidade dos preços agrícolas acompanhava as mudanças no tamanho do mercado consumidor externo.

“Em 1870, o comércio mundial estava ingressando numa nova fase, uma fase em que as oportunidades comerciais deveriam ampliar-se consideravelmente. Em toda a década de 1870, os cargueiros a vapor implantaram um serviço regular no Atlântico sul, cortando pela metade os custos de transportes, regularizando as entregas e aumentando bastante a gama e o volume de mercadorias que poderiam ser transportadas. [...] Na mesma década, os cabos submarinos ligavam as cidades portuárias do Brasil com a Europa e indiretamente com os Estados Unidos, reduzindo as incertezas dos preços e da oferta e facilitando muito a transferência de crédito comercial. A disseminação do sistema industrial para a Alemanha, para os Estados Unidos e alguns outros países intensificou a concorrência entre os industriais, melhorando a posição dos fornecedores de matérias-primas e gêneros alimentícios como o Brasil, que experimentou melhores condições de comércio da década de 1870 até o início da Primeira Guerra Mundial. [...] A maior parte do aumento das exportações brasileiras em valor aconteceu entre pânico financeiros e guerras e depressões na Europa e nos Estados Unidos. Além disso, foi problemático. O número de produtos básicos no comércio internacional era pequeno e fatores geográficos determinaram a exclusão do Brasil do fornecimento de alguns deles. Os preços oscilaram fortemente e a ameaça de entrar numa competição mais aguda, de ser excluído de alguns mercados e a descoberta de novos produtos sintéticos...” (Bethell, 2013, p. 668-669).

No caso da diversificação, havia a implementação de jardins botânicos, nas principais cidades do país, cujo fim era aprimoramento das espécies nativas e aclimação de plantas exóticas (Del Priore, 2016b; Moutinho, 2018).

Paralelamente, houve a criação de novas instituições para renovar a agropecuária brasileira. Em 1860, criação do Ministério dos Negócios da Agricultura, Comércio e Obras Públicas via decreto n. 1.067, porém com status mais de repartição do que ministério. “Em 1873, existiam duas escolas agrícolas imperiais e, logo após a Proclamação da República, muitas outras foram fundadas em diversos estados, mas parece que influenciaram pouco as práticas agrícolas, exceto talvez em São Paulo.” (Bethell, 2013, p. 688).

No caso da pecuária, diante da forma de criação do gado, mostrou-se a necessidade de rever o modo de produção dos diferentes produtos pecuários. No início do século XIX, diante da falta de padrão genético, os cruzamentos aleatórios, ocupação e criação de gado sem o mínimo de domesticação e o abate incorreto dos animais, conforme diferentes relatórios do Ministério da Agricultura, o governo propõe medidas de melhoria do sistema com a criação de fazendas-modelo e isenção dos direitos de tonelagem dos navios importadores de raças aperfeiçoadas (Del Priore, 2016b). Porém, não houve êxito.

“É fora de dúvida que as raças cavалares, bovinas e as de outros animais que se prestam ao serviço de transporte, aos diversos misteres da agricultura, ou fornecem-nos a base da alimentação, vão degenerando até nas províncias que mais se distinguem pelo desenvolvimento da indústria pastoril.” (Del Priore, 2016b, p. 226-227).

E, por fim, para resolver os problemas presentes na agropecuária em relação à posse da terra, no Segundo Reinado, se propõe uma lei nesse sentido.

2.1.2.

A Lei de Terras de 1850 e as transformações no processo de ocupação de terras no Brasil

Antes das sesmarias, no começo da colonização, o processo de ocupação territorial brasileiro era submetido a duas regras conflitantes: as bulas papais⁷³ e as ordenações do reino. A primeira dizia que as terras compreendidas entre o Cabo Não e a Índia à Ordem de Cristo, após a ratificação da Bula *Cuncta mundi* de Nicolau V, de 8 de janeiro de 1454, feita pelo papa Calixto III, em 13 de maio de 1456 (Bula *Inter caetera*) e,

⁷³ Bulas papais são documentos religiosos os quais o pontífice aborda temas administrativos, doutrinários ou jurídicos

consequentemente, estavam sob jurisdição espiritual. Anos mais tarde, seu conteúdo foi conformado e ampliado pela Bula *Aeterni regis* do papa Sisto IV. Neste documento, além das terras recentemente descobertas, as terras a serem descobertas também passavam a ter jurisdição espiritual. “A concessão da jurisdição espiritual à Ordem de Cristo justificava-se por essa milícia ter auxiliado financeiramente as conquistas ultramarinas portuguesas.” (Lima, 2002, p. 42). Assim, era obrigado o pagamento de dízimo para usufruí-las (Lacerda, 1960; Lima, 1990; Lima, 2002).

Paralelamente, a segunda regra, na mesma época, é dada pelas ordenações Afonsinas, seguidas depois pelas Manoelinas (1521) e Filipinas (1603). Em todas elas, se omite a possibilidade de as terras recém-descobertas serem taxadas com o dízimo. O motivo era que as terras brasileiras se enquadravam na categoria de terras “maninhos”. Em outras palavras, o termo cuja origem advém de *malignus*, significa, juridicamente, como terras bravias, sem cultivo, com animais estéreis (Lacerda, 1960; Lima, 1990; Lima, 2002). Com isso, essas terras não poderiam ser apropriadas pela Ordem de Cristo e são propriedades da Coroa Portuguesa. Com isso, passariam a ser concedidas por meio da lei de sesmarias.

“proibindo, pois, salvo título especial, que os maninhos fossem apropriados pela Ordem ou pelos donatários, que desta sorte, ficam impossibilitados de aforá-los aos povoadores, inevitável se tornava a transplantação do instituto das sesmarias, para a terra achada por Cabral, suposto que meio legal diverso não havia para o povoamento da imensa gleba, ainda inviolada.” (Lima, 1990, p. 36).

A lei de sesmaria, já descritas páginas acima, tinha como finalidade principal a fixação do homem na terra, consagrando as extensões latifundiárias (Lima, 1990; Faoro, 2021). Nas palavras de Faoro (2021, p. 142), “a apropriação da terra em largas porções, transformando um deserto no domínio de uma rala população, fez proliferar o dependente agrícola, o colono de terras aforadas e arrendadas.”. Durante vários séculos, notou-se que nunca foi bem estabelecida ao ter inúmeras dificuldades de ser implementada tais como a exigência de medição e de demarcação judicial, segundo os decretos de 20 de outubro de 1753 e de 10 de dezembro de 1796, ou o completo desinteresse dos beneficiários no cumprimento das regras estabelecidas pela lei ou ainda esse sistema criou disputas fervorosas como a de 1714 pelo direito à propriedade na região do Maranhão e do Piauí (Lima, 1990; Silva, 1996b; Lima, 2002; Carvalho, 2017).

Dentro do sistema da sesmaria, havia também dois mecanismos importantes. O primeiro o pagamento de um foro uniforme pela posse das sesmarias, de acordo com a

localização em relação ao litoral e não, pela qualidade e pela dimensão da terra. Assim, até 30 léguas, 6\$000 réis por légua, a mais de 30 léguas, 4\$000 réis por légua (Silva, 1996b). Nunca foi praticada essa medida.

O segundo mecanismo era que as doações não poderiam ser contíguas uma às outras, havendo uma légua de terra entre elas, é a chamada légua de mediação entre as fazendas. Essa terra era usada como área comunal, de uso coletivo e a ocupação era feita pelo gado (Silva, 1996b). Esse mecanismo funcionava melhor, apesar das tensões que às vezes ocorriam, sobretudo, na região Nordeste do país.

De acordo com a lei, a propriedade não podia ultrapassar três léguas ou equivalente a 12.000 hectares⁷⁴. Até 1808, somente portugueses poderiam ter posse de terras em solo brasileiro. Com o decreto de 25 de novembro, D. João VI permitia a concessão de sesmarias aos estrangeiros residentes no Brasil (Lima, 2002; Carvalho, 2017).

Com a independência do Brasil, em 1822, a propriedade territorial regida pela sesmaria é modificada pela resolução de 17 de julho de 1822, com a suspensão de todas as sesmarias futuras até a convocação da Assembleia Geral, Constituinte e Legislativa (Carvalho, 2017; Lago, 2019; Faoro, 2021). “A partir de então, proibida a concessão de sesmarias, os interessados não poderiam receber título legal aquisitivo do domínio das terras. No entanto não eram impedidos de ocupar terras almejadas assumindo sua posse.” (Lima, 2002, p. 61). Logo, os trabalhadores rurais poderiam ter acesso à terra, algo que não poderia sob o regime de sesmarias, criando uma classe de posseiros sem títulos de terra (Stefanini, 1978; Lima, 1990; Faoro, 2021).

A Assembleia Constituinte ocorre. Pouco é feito acerca do tema a partir de duas leis fundiárias a serem citadas, mesmo que com menor relevância. Em 15 de novembro de 1831, o fim da obrigatoriedade de pagamentos de foros de sesmarias e de 6 de outubro de 1835, a proibição do estabelecimento de morgados – impedimento de parcelamento da

⁷⁴ “A Carta Régia de 27 de dezembro de 1695 limitaria as doações as dimensões de quatro léguas por uma, e, em outra, de 7 de dezembro de 1697, estabelecer-se-ia o padrão de três por uma légua, que perduraria largamente durante o período colonial. As Provisões Reais de 20 de janeiro de 1699 e de 19 de maio de 1729, com algumas alterações, confirmarão o padrão estabelecido em 1695 [...] Uma Carta Régia, de 23 de novembro de 1698, confirmava todas as doações anteriores, mesmo além do padrão estabelecido em 1695. [...] A Carta Régia de 1699, além de confirmar o padrão, estabelece que todos que, doravante, não cultivassem diretamente a terra, ou através de agregados e escravos, perderiam seus direitos; outra Carta, de 1702, obriga a demarcação clara e inequívoca das propriedades.” (Silva, 1996b, p. 125).

propriedade⁷⁵. No mesmo ano, surge um projeto sobre sesmarias e a posse de terras. Não houve avanço. O tema volta a ser debatido durante o período mais conturbado do país (Carvalho, 2017).

Contextualizando, D. Pedro I volta a Portugal, em 1831, e abdica o trono a favor de seu filho, menor de idade, que precisa esperar a idade mínima para ascender ao trono. Começa o período denominado de Regência (1831-1840). Nesse momento, como sublinha Mota & Lopez (2016, p. 381), “com a saída de D. Pedro I, [...] se verificaram agitações que se prolongariam até a Maioridade de seu filho D. Pedro II, alternando-se no poder diversos grupos e facções de variadas tendências político-ideológicas.”. Há um momento de surgimento de ideias republicanas no país: Cabanagem, no Pará (1832-1840); Balaiada, no Maranhão e Piauí (1833-1841); Sabinada, na Bahia (1837-1838); Farroupilha, no Rio Grande do Sul e Santa Catarina (1835-1845) (Schwarz & Starling, 2015; Mota & Lopez, 2016; Bethell, 2018b).

Às vésperas da lei n. 601/1850, a situação de posse da terra no Brasil era caótica. Havia casos de donos de terra com mais de 50 léguas ou em torno de 218.000 hectares em sua posse, contradizendo às regras vigentes (Carvalho, 2017). Na província do Piauí, por exemplo, Domingos Affonso detinha 33 fazendas, das quais 29 eram maiores que as determinações régias (Silva, 1996b). No Pará, após a independência, havia vários estabelecimentos rurais na ilha de Marajó cuja origem em sesmarias datava do século XVIII e com tamanho muito superior ao permitido. Ao mesmo tempo, a falta de regras fez com que pequenos agricultores aproveitassem de terras públicas não utilizadas, para promover a agricultura e a pecuária, levando um desorganizado desmembramento e conflitos pela posse (Lima, 2002).

O panorama mostrava que, de acordo com Carvalho (2017), muitas das sesmarias concedidas antes da independência tinham perdido validade e todas as propriedades ocupadas após 1822 eram posses não legitimados devido ao vazio jurídico entre 1822 e 1850 e o país viveu com grande parte dos estabelecimentos rurais sob o regime de posses – categoria existente desde a época do Brasil colonial e aceita somente em meados do século XVIII (Lago, 2019).

“Com o advento das reformas pombalinas e do incentivo que estas passaram a dar à ocupação produtiva da terra, passou-se a valorizar a ideia de posse pelo cultivo. Com isto,

⁷⁵ Essa lei de 1835 foi complementada pelo decreto n. 2 de 29 de maio de 1837 por causa da disputa de terra pela família Casa da Torre na Bahia (Lago, 2019).

tendeu-se a reconhecer na prática a figura do posseiro, que passou a ser estimulado a legalizar sua situação. Mais adaptado ao tipo de agricultura colonial, marcada pela mobilidade, dispersão, pelo caráter predatório e pelo caráter rudimentar das técnicas utilizadas, a posse enraizou-se de tal forma que quando o sistema sesmarial foi abolido em 1822, desta data até 1850, vigorou como a única forma de apropriação de terra.” (Lago, 2019, p. 34-35).

Segundo Iglesias (1958), na província de Minas Gerais, em 1845, cerca de 44,4% das terras eram de posses com área total de 8.000 léguas quadradas, seguido de terras ocupadas pelo sistema de sesmarias, responsável por 23,7% da área total da província ou 4.257 em léguas quadradas. Tal fato mostrava o avanço da posse e o esvaziamento paulatino da participação das sesmarias.

Entre idas e vindas, houve um longo processo de debates sobre a lei de terras. Duas semanas após a abolição do tráfico negreiro, é aprovada a lei n. 601 de 18 de setembro cuja regulamentação ocorreria em 1854. Resumidamente, a lei proibia a doação gratuita de terras devolutas, estabelecia a venda de terras devolutas em hasta pública, à vista, a preços mínimos de acordo com tamanho do terreno, criava comissários especiais para determinar as terras do domínio público e também a Repartição Geral das Terras Públicas para regularizar todo o processo de posse da terra e obrigava todos os possuidores de terra, independentemente da origem de suas posses, a regularizar sua propriedade, caso não fosse feito, haveria a aplicação de multas. E, por fim, a lei garantia os direitos de propriedade de todos aqueles que ocupavam a terra por posse pacífica e mansa e de sesmarias até a homologação da lei (Carvalho, 2017; Lago, 2019).

Entretanto, em comparação à proposta inicial, duas das medidas propaladas e controvérsias foram retiradas: o imposto territorial e perda de propriedade para o não registro dentro do prazo (Carvalho, 2017).

Após a regulamentação, somente dez províncias, com mínimo detalhe necessário, havia enviado informações sobre terras devolutas. Três haviam enviado dados incompletos sobre sesmarias e posses e o panorama de legitimação e revalidação das propriedades. Somente em seis funcionaram as comissões de medição de terras devolutas. Motivo: altamente onerosa e estrutura incipiente para mensuração como a falta de agrimensores. Até 1870, foram gastos 5.503:610\$ contos de réis em medição de terras e uma receita gerada com vendas de apenas 412:933\$ contos de réis (Taglietti, 2005; Carvalho, 2017; Lago, 2019). “O cadastro de terras, suas medições e as medidas coercitivas propostas na lei de 1850 jamais foram realizadas ou levadas a sério.” (Silva, 1997, p. 127).

A Repartição Geral é extinta em 1861 com a criação do Ministério da Agricultura. As multas impostas pelo governo que não registrassem as terras não funcionaram, pelo simples fato que os proprietários não as pagavam. Em relatório de 1864, com balanço de dez anos da lei, em treze províncias, havia o registro de 230.440 posses e multados 7.775 posseiros no valor global de 460:265\$ contos de réis e o total arrecadado fora de 22:300\$ contos de réis (Taglietti, 2005; Carvalho, 2017; Lago, 2019).

Em suma, a nova lei sobre o uso da terra não conseguiu atingir nenhum dos seus objetivos na maior parte do território brasileiro e obteve melhores resultados mais ao sul do Brasil, devido à questão migratória de europeus. “Mesmo após 1850, com a nova Lei de Terras, não se deu qualquer mudança fundamental no regime de posse e uso da terra. Os efeitos da legislação parecem ter se limitado à área cafeeira, no eixo Centro-Sul do país, sem qualquer mudança de fundo nos demais regimes.” (Silva, 1997, p. 126).

Com isso, em diferentes Relatórios governamentais, sublinhava-se a necessidade de reformas na Lei n. 601, sem êxito. No geral, a tentativa de melhoria da estrutura fundiária acabou somente mostrando a incapacidade do governo imperial em aprovar, alterar ou implementar medidas contrárias aos interesses dos donos da terra e a falta de unidade entre os proprietários (Carvalho, 2017). “A terra por muito tempo ainda e em muitas partes do país permaneceria fator de status além de fator de produção e a força de trabalho permaneceu em boa parte presa ao latifúndio” (Carvalho, 2017, p. 351).

Todavia, houve efeitos importantes dessa Lei como a formação de mercado de terras privadas no país, consolidado pela lei sobre hipotecas de 1864, e a preservação de direitos de uma parcela de posseiros contrariando à visão predominante no enfoque da lei que tendia pela concentração da propriedade da terra em latifúndios (Lago, 2019; Faoro, 2021). No computo geral, até o final do Império, no Brasil, tem-se a preservação da grande propriedade. “Os sistemas legais – a sesmaria (até 1822), a posse (até 1850), a venda e a concessão (depois de 1850) – traduzem conflitos e tensões, tentativas e objetivos harmônicos com o curso geral da economia. Dado o caráter agrícola do país, [...] o regime de terra forma a base fundamental da expansão econômica...” (Faoro, 2021, p. 405).

Apesar de um panorama nebuloso sobre o processo de ocupação das terras e a destruição da natureza, é preciso salientar o aparecimento, a partir do final do período colonial, de personagens esclarecidos sobre o impacto do avanço das atividades agropecuárias e extrativistas sobre o meio ambiente.

2.1.3.

O pensamento crítico à relação destrutiva do homem-natureza no Brasil colonial e imperial

“A Natureza fez tudo a nosso favor, nós porém pouco ou nada temos feito a favor da Natureza. [...] Nossas preciosas matas vão desaparecendo, vítimas do fogo e do machado destruidor da ignorância e do egoísmo. Nossos montes e encostas vão-se escalvando diariamente, e com o andar do tempo faltarão as chuvas fecundantes que favoreçam a vegetação e alimentem nossas fontes e rios, sem que o nosso belo Brasil, em menos de dois séculos, ficará reduzido aos páramos e desertos áridos da Líbia. Virá então este dia (dia terrível e fatal), em que a ultrajada natureza se ache vingada de tantos erros e crimes cometidos.” (Silva, 1825, p. 38).

Durante o texto foram observados a exaltação das riquezas naturais presente e o enorme potencial de exploração para obter o máximo de lucro possível. É a aplicação das ideias do capitalismo nas mais diversas facetas sem nenhuma preocupação com a natureza. “feita a escolha da melhor terra para a cana, roça-se, queima-se e alimpa-se, tirando-lhe tudo o que podia servir de embaraço” (Antonil, 1837, p. 47)

A natureza abundante brasileira era benéfica para a aquisição de madeira e de drogas do sertão, mas impeditiva para a expansão das atividades agrícolas e da pecuária, posteriormente. O interesse está relacionado pela grande oferta de biomassa para ser ou queimada ou derrubada e não no seu potencial de uso múltiplo (Pádua, 2002; 2004a). “Apesar do valor econômico ou estético de algumas espécies da flora e da fauna serem reconhecidos, as massas verdes como um todo eram vistas pela maioria como dotadas de valor praticamente nulo. As paisagens “selvagens” e “desocupadas” deveriam ser convertidas em paisagens produtivas.” (Pádua, 2016, p. 186).

A crítica sistêmica à destruição dos recursos começa quando há entrada de dois novos atores: o viajante naturalista leigo e profissional e o iluminismo português. A percepção da degradação das paisagens não se deu de maneira automática e objetiva e está relacionada com o surgimento de correntes intelectuais emergentes na Europa (Pádua, 2005a).

A figura do naturalista leigo e profissional emerge entre os séculos XVII e XIX com membros da Igreja. Eles coletavam e sistematizavam informações sobre os nativos e a natureza, em particular, na Amazônia. Podem ser citados o padre jesuíta João Daniel e sua obra *Tesouro Descoberto no Máximo Rio Amazonas* (1757-1776) ou o franciscano Cristóvão de Lisboa colaborando no livro de Cristóbal de Acuña, *História dos animais e árvores do Maranhão* (Pádua, 2005b).

A partir de 1750, o Marquês de Pombal imbuído pelas ideias liberais do iluminismo presentes na Europa propõe modernizar o ensino em Portugal e apoiar o intercâmbio entre estudantes brasileiros e as universidades portuguesas, uma delas, se destaca: a de Coimbra (Schwarcz, 2002).

Em 1772, a Universidade de Coimbra passou por uma reforma curricular com a inclusão de novas correntes de economia política e de filosofia em que uma das disciplinas se sobressai: economia da natureza. Trazida por Domenico Vandelli, a matéria mostrava as teses da economia fisiocrata de Quesnay e a importância dos recursos naturais, sendo elaborada por Lineu, Buffon e Duhamel de Monceau (Pádua, 2005a).

“Domenico Vandelli [...] passou a orientar a realização de viagens que percorriam o interior de Portugal e de suas colônias em missão de pesquisa mineralógica e botânica. A mais conhecida dessas expedições, pelo menos no caso brasileiro, foi dirigida por um dos discípulos mais diletos, Alexandre Rodrigues Ferreira, que percorreu a Amazônia entre 1783 e 1791.” (Pádua, 2004a, p. 41).

Para alguns, essa disciplina servia para potencializar o uso das riquezas brasileiras, com mais eficiência produtiva. Com o aumento da produtividade e maior geração de recursos, possibilidade de pressão pelo aumento do desflorestamento para expansão da riqueza, revelando o paradoxo de Jevons, descrito muitos anos depois. Para outros, serviu de alerta, mostrando a necessidade da preservação da natureza, o fim do uso indiscriminado de técnicas arcaicas como a coivara e o emprego de técnicas mais avançadas, apontando para o conceito de Borlaug que surgiria quase 150 anos depois (Pádua, 2004b).

“A influência da fisiocracia na crítica ambiental da época, portanto, se deu de forma algo ambígua. A ênfase no produtivismo poderia ser um fator de aumento da destruição. Mas a associação com outros componentes teóricos, como a economia da natureza e a teoria do dessecamento, fez com que vários autores introduzissem uma forte variável de cuidado ambiental no projeto fisiocrata de promover uma agricultura inteligente e eficaz.” (Pádua, 2004a, p. 47).

Paralelamente, há uma nova teoria desenvolvida pelos economistas ingleses e franceses nos séculos XVII e XVIII denominada de dessecamento. Resumidamente, essa teoria relacionava destruição da vegetação nativa com impactos no clima – queda na precipitação e na umidade – e redução da qualidade da água dos mananciais (Pádua, 2004a; 2004b; 2005a; 2005b). Logo, a destruição das florestas era responsável pelas secas e, no limite, gera desertificação, surgindo, a partir dessa teoria, a advertência feita por José Bonifácio de Andrade e Silva na citação direta em destaque no começo desse item

(Pádua, 2004a).

Na Europa, diante do cenário de conflitos após a Revolução Francesa, criam-se novas técnicas de silvicultura para garantir o mínimo de suprimento de madeira para os navios, além de políticas e legislações para conter a destruição das matas (Pádua, 2004a; 2005b).

Todo esse contexto formou intelectuais que perceberam a destruição florestal, provocada pelo avanço da exploração madeireira, o uso indiscriminado para obtenção de áreas para as monoculturas e os impactos do extrativismo predatório no Brasil. Assim, eles começam a apontar o impacto do avanço da atividade agrossilvipastoril sem o mínimo de cuidado com a natureza (Pádua, 2004a; 2005b).

O mineralogista José Vieira Couto, em 1799, na sua obra *Memória sobre a Capitania de Minas Gerais*, denuncia “já é tempo de se atentar nestas preciosas matas, nestas amenas selvas que o cultivador do Brasil, com o machado em uma mão e o tição em outra, ameaça-as de total incêndio e desolação. [...] não conserva apego nem amor ao território que cultiva.” (Couto apud Pádua, 2004b, p.1). Couto acaba exemplificando o *modus operandi* do processo de ocupação da terra durante todo o período colonial e que pode ser estendido, em alguns locais, até os dias atuais.

O próprio Domenico Vandelli mostra a agropecuária predatória praticada no Brasil: “vai se estendendo a agricultura nas bordas dos rios no interior do país, mas isso com um método que com o tempo será muito prejudicial. [...] queimar antiquíssimos bosques [...] [dura dois a três anos] a fertilidade produzida pelas cinzas, a qual diminuída deixam inculto este terreno e queimas outros bosques.” (Vandelli, 1990, p. 131). E, mais, ressaltava que o processo de desflorestamento promovia a extinção de elementos ainda desconhecidos e com possibilidade de uso futuro (Pádua, 2004a).

José Gregório de Moraes Navarro, em *Discurso sobre o melhoramento da economia rustica do Brazil, pela introdução do arado, refôrma das fomalhas, e conservação de suas mattas*, sublinhara uma grande consequência do desmatamento: o abandono de fazendas e povoações por conta da degradação ambiental. Para o autor, era preciso: introduzir o arado, conter o avanço da agricultura na direção das florestas, conservar as matas, por meio de estabelecimentos de reservas florestais e plantio de árvores, e reformar as fomalhas (Navarro, 1799; Pádua, 2005a).

Na Bahia, Manuel Ferreira da Câmara Bittencourt e Sá defendia uma intervenção

política para combater a destruição dos recursos naturais, úteis e valiosos, “obrigando os proprietários dos terrenos ... a conservar ilesas as de construção. E também obrigar a plantá-las e reproduzi-las, para deste modo terem um número determinado das ditas espécies” (Sá apud Pádua, 2004b, p. 7).

Além desses textos, podem ser citados outros trabalhos com denúncia da má conduta humana em relação à natureza como: *Memória sobre a Pesca da Baleia e a Extração de seu Azeite*, em 1790, de José Bonifácio de Andrada e Silva, *Memória sobre o Melhoramento da Província de São Paulo*, em 1810, de Antônio Veloso de Oliveira e *Memória Topográfica e Econômica da Comarca de Ilhéus*, em 1799, de Baltazar da Silva Lisboa (Pádua, 2009).

Apesar de serem diferentes textos retratando paisagens diversas, como salienta Pádua (2009), havia um denominador comum a todas: a natureza vasta, rica, pouco conhecida e explorada no seu potencial estava sendo devastada com o uso de práticas pouco produtivas e destrutivas.

Diante de algumas denúncias aqui citadas, entre 1797 e 1799, a Coroa portuguesa enviou cartas régias para os governadores de algumas capitanias através de Rodrigo de Souza Coutinho – responsável pela Secretária de Estado da Marinha e Domínios Ultramarinos – com normas para o uso de florestas presentes no litoral. Relembrando que, durante toda o período colonial, houve tentativas por meio de legislações e regimentos, por exemplo, para conter a derrubada de floresta de forma predatória (Pádua, 2004b; 2005a; 2009). Esse despacho de normas do final do século XVIII tinha um avanço em relação às outras tentativas jurídicas: abrangência e grau de detalhamento (Pádua, 2004b; 2005a).

As medidas diziam que toda a propriedade com matas e arvoredos localizados ao longo da costa marítima ou nas margens dos rios navegáveis é exclusiva da Coroa Portuguesa e não pode ser doada como sesmarias e aqueles que possuem posse, deveriam ser retomadas com a indenização – terras no interior – e a conservação das madeiras reais. Caso haja alguma destruição ou descumprimento da norma, haveria severas penas (Pádua, 2004b; 2005a).

Em 1802, houve o primeiro reflorestamento nas áreas costeiras (Pádua, 2004a) e, em 1808, a primeira unidade de conservação, Real Horto Botânico do Rio de Janeiro com 2.500 hectares. Em 1813, a primeira medida para recuperação de áreas degradadas com

instruções de reflorestamento. Em 1821, teve-se a criação do Jardim Botânico e propôs manutenção das florestas em 1/6 das áreas das propriedades sejam por sesmarias seja por venda (Borges et al., 2009).

Logo, os temores pela destruição do meio ambiente no território brasileiro e as tentativas de solucionar esse problema não ficaria restrito aos naturalistas ou aos intelectuais.

A importância da preservação de recursos naturais só seria retomada no Segundo Reinado, depois de momentos turbulentos na vida política brasileira, da Independência ao período da Regência em virtude dos novos estilos artístico, intelectual e político dominante na Europa: o romantismo (Pádua, 2004a; 2009).

O romantismo permitia concepções e modelos que afirmam a identidade de um país e essa identidade, no caso brasileiro, estaria na natureza presente no território (Pádua, 2009).

“De certa forma, pode-se dizer que no jogo de aparências e adaptações, ou mesmo de inversões, produzido pelos usos do ideário romântico no processo de construção cultural do Brasil monárquico, a presença da natureza como tema e imagem, independente de sua densidade, parece ter sido o aspecto mais consistente.” (Pádua, 2009, p. 202).

Assim, o Brasil imperial teve dois movimentos divergentes dentro do romantismo: a exaltação da natureza, de um lado, e a denúncia de contínua agressão ao meio ambiente, do outro lado (Pádua, 2004a; 2009). Na literatura, de acordo com Pádua (2004a; 2009), as críticas eram restritas a Bernardo Guimarães, em *O Ermo* (1852) e José de Alencar, em *Cartas sobre a Confederação dos Tamoios* (1856), conformistas, às vezes, vagas. Manuel de Araújo Porto-Alegre em sua obra *A Destruição das Florestas* era mais firme, moderado e em busca de um equilíbrio entre economia e conservação da natureza:

“Choro dos bosques a beleza imensa
Choro das fontes o benigno amparo (...)
Não é vida ante os olhos ter constante
De um hórrido esqueleto a árida imagem
E um quadro carcomido e lacerado
Pelo trado do verme egoísmo
Eu não praguejo a provida lavoura
E o braço criador, infatigável
Que as artes alimentam, e se converte
Com mágico poder um grão em ouro
Homem sou, e do fruto que a cultura
Da terra colhe meu sustento forno
Conheço o médio termo, a sã baliza
Que os limites contêm ao siso humano

Mas improvidas ruínas, sem proveito
Sem plano, sem futuro! – Sim, lastimo-as
E a perda irreparável de elementos de invejável grandeza!”
(Porto-Alegre apud Pádua, 2009, p. 23).

Mesmo com as críticas sobre a devastação provocada pelo homem sobre a natureza não gerar frutos entre a maioria dos proprietários de terra, essas denúncias foram cultivadas por intelectuais e debatidas nas principais instituições culturais existentes no Império brasileiro (Pádua, 2004a; 2009). Por exemplo, o cônego Januário da Cunha Barbosa, em 1833, com o *Discurso sobre o Abuso das Derrubadas de Árvores*, o médico Emilio da Silva Maia, no *Discurso sobre os males que tem produzido no Brasil o corte das matas*, em 1835, o engenheiro João Martins da Silva Coutinho com diversas publicações sobre os métodos destrutivos da exploração das tartarugas e seringueiras, Guilherme Capanema, em 1858, no livro *Agricultura: Fragmentos do Relatório dos Comissários Brasileiros à Exposição Universal de Paris em 1855* (Pádua, 1998; 2004a; 2009).

Os críticos ambientais se dirigiam, particularmente, ao Estado, com o intuito de obter políticas em defesa e proteção das florestas e dos recursos naturais e, em menor escala, aos proprietários, com pedidos de melhorias do sistema de produção agropecuário (Pádua, 2004a; 2009). Todavia, havia um problema: o Estado tinha orçamento restrito e dependia essencialmente da produção rural, que versava as práticas devastadoras, para arcar com os custos da máquina estatal.

Geram-se debates sobre as tecnologias e práticas vigentes na agropecuária brasileira e propostas de melhoria da produção, além das já citadas no texto, levando, por exemplo, a criação de institutos de agricultura para auxiliar os proprietários da terra na conversão de tecnologias empregadas na terra em diferentes Estados como: Pernambuco, Rio de Janeiro, São Paulo, Bahia e Sergipe (Pádua, 2004a; 2009).

Em 1878, houve o Congresso Agrícola com o intuito de gerar soluções para a crise profunda na agricultura (Pádua, 1998). Para grande maioria dos proprietários, não era necessária a melhoria do sistema produtivo e sim, maior volume de crédito e oferta de mão-de-obra, sobretudo depois do fim do tráfico negreiro, em 1850. “A maior parte dos grandes proprietários que possuem grandes capitais disponíveis e acumulados, são justamente os que menos tratam de melhorar suas lavouras, e muito menos na parte produtiva” (Pádua, 1998, p. 138).

Contudo, houve uma voz dissonante, Ribeira do Val, que, diante da destruição das matas, mostrava que os proprietários deveriam rever o sistema produtivo vigente na maior parte do país. Um exemplo disso citado por Ribeira do Val era a tecnologia predatória que gerava os desequilíbrios climáticos e a perda de fertilidade do solo no Vale do Paraíba (Pádua, 1998; 2004a).

No período imperial, não houve mudanças significativas na legislação florestal em comparação à observada durante o Brasil colonial, com manutenção de proteção de algumas espécies de árvores e a proibição da queima de matas situadas em terras devolutas ou alheias, mesmo que fosse ineficaz. Dentro do Código Criminal de 1830, existia punição para o corte ilegal da madeira-de-lei, mas não de geração de fogo nas matas. A iniciativa mais relevante no Império seria o projeto de reflorestamento da Floresta da Tijuca (Pádua, 2004a; 2009).

2.2.

Brasil republicano: transformações profundas do processo de ocupação do território e o papel da agropecuária

Da Lei de Terras até 1889, ano da Proclamação da República, o Brasil observou dois momentos distintos: o primeiro de crescimento econômico e progresso em diversas áreas e o segundo de depressão econômica, contestação e queda do único país monárquico no continente americano. O evento marcante para essa mudança foi a Guerra do Paraguai (Schwarcz, 1998; Doratioto, 2002; Schwarcz & Starling, 2015; Mota & Lopez, 2016).

Essa guerra internacional impactou na vida das pessoas com os mortos nos campos de batalha, alertando a falta de infraestrutura do país e sua precariedade, além de influenciar os assuntos internos e a economia do país. Com foco na guerra, o imperador não fez as mudanças estruturais internas necessárias e o balanço de gastos com a peleja foi o enorme: 614 mil contos de réis, onze vezes o orçamento de 1864 e cujo impacto refletiu em déficits persistentes até o fim da monarquia (Schwarcz & Starling, 2015).

Em suma, os dois maiores impactos no período citado foram: a flutuação da mão-de-obra durante a Guerra do Paraguai e o surto da borracha na Amazônia. Esse último se perpetua até o início do período republicano e depois entra em declínio.

Entre 1800 e 1823, a região Amazônica vivia em crise e estagnação do sistema colonial, depois de um surto de progresso material, graças aos investimentos feitos a partir

de 1750, e depois da separação de Portugal, essa parte do território brasileiro vivia em situação de penúria econômica e isolamento em relação ao restante do país, culminando com revoltas já citadas durante o período entre Primeiro e o Segundo Reinado (Souza, 2019).

Porém, uma força poderosa aparece na metade do século XIX: a borracha, um dos ciclos econômicos mais efêmeros do país (Hemming, 2009; Souza, 2019). “O surto [da borracha] empurrou a fronteira para as mais remotas cabeceiras do sistema fluvial amazônico. Foi, assim, a força que quebrou o isolamento de muitas tribos.” (Hemming, 2009, p. 341).

Esse boom se dará graças a uma invenção de Macintosh e Goodyear: o pneu. A demanda internacional foi tão elevada que forçou um incremento crescente da produção: de 156 toneladas métricas, em 1830, disparou para 6.591 toneladas métricas, em 1870. Durante os três primeiros anos do século XX, as exportações médias anuais de borracha alcançaram 34.500 toneladas/ano (Hemming, 2009).

Paralelamente, os preços subiam vertiginosamente, em termos reais, a quase 144%, entre 1890 e 1910. O número de seringueiros empregados era de 5.300, em 1850, atingiu a 190 mil, às vésperas da eclosão da Primeira Guerra Mundial. Não havia habitantes nativos ou antigos colonizadores suficientes para extrair o látex da hevea (Hemming, 2009).

Com isso, houve uma intensa migração interna no interior do Amazonas e imigrantes vindos de outros locais do país. Um fluxo de seres humanos, mesmo com o fracasso do governo de promover a imigração de estrangeiros, nunca visto em qualquer momento na região amazônica (Hemming, 2009).

Devido à impossibilidade de criar plantações de seringueiras, por causa da existência de insetos predadores e parasitas, e diante da necessidade de atender a uma demanda crescente pela borracha, foi necessária a exploração expansiva da floresta em busca de mais seringueira nativa. Assim, os seringueiros se infiltravam pelos tributários mais setentrionais (Hemming, 2009; Souza, 2019).

Esse recurso natural provocou uma profunda transformação social na região da Amazônia. Milhares de seringueiros abasteciam centenas de negociantes que vendiam a uns poucos e poderosos donos de estabelecimentos – os barões da borracha – em Manaus, Belém e Iquitos, toneladas e mais toneladas de borracha (Hemming, 2009).

Consequentemente, amplia-se a desigualdade social na região.

Junto com a expansão da produção da borracha, criou-se infraestrutura para o escoamento como a Companhia de Navegação a Vapor do Amazonas, em 1870, do Barão de Mauá e a estrada de ferro Madeira-Mamoré. E, paralelamente, as tensões diplomáticas entre Bolívia e Brasil progridem por causa do Acre até culminar na assinatura, em 1903, do Tratado de Petrópolis. Um dos pontos desse acordo era a obrigação de construção da ferrovia Madeira-Mamoré que nunca foi concluída, sendo que, em 1966, durante a ditadura militar desativou completamente as partes da estrada que funcionavam e os documentos relativos à construção foram queimados (Souza, 2019).

Desde o começo, a exploração da borracha teve que enfrentar inimigo invisível: surtos de malária (Hemming, 2009). “A malária era de longe o assassino mais letal. [...] Em Manaus entre 1897 e 1902 mostrou que a malária era responsável por 50% [das mortes].” (Hemming, 2009, p. 353). Outras doenças foram introduzidas no interior da região Amazônica, nesse período, como: febre amarela, influenza e tuberculose (Hemming, 2009).

Se não era alguma doença que matavam os trabalhadores, era o próprio trabalho que levavam à morte. Euclides da Cunha, na sua obra *A margem da história*, mostrava o sistema cruel de aviamento que tornavam os seringueiros escravos (Souza, 2019). A borracha escancarava a desigualdade econômico-social e o tratamento dado às camadas mais baixas da sociedade.

O ciclo destrutivo da borracha teve seu declínio com os seringais malaaios cuja produtividade era muito superior, maiores fartura de mão-de-obra e proximidade do litoral e, por fim, produto final mais puro. Somado ao fato que as tributações estipuladas pelo governo brasileiro eram muito mais elevadas (Hemming, 2009). “O resultado de tudo isso foi que a borracha malaia logo se tornou mais barata, de melhor qualidade e disponível em quantidades muito maiores do que a sua rival silvestre amazônica.” (Hemming, 2009, p. 360). Era o fim do surto da borracha na região Amazônica.

Neste mesmo período, um produto agrícola se torna as minas de ouro do governo imperial: o café. De tal forma, a se tornar símbolo da bandeira do Império brasileiro e o principal produto na pauta de exportações do Brasil (Schwarcz, 1998; Fausto, 2019).

De 1821-1830, o açúcar representava 30,1% do total das exportações do Brasil, seguido do algodão (20,6%), café (18,4%) e couros e peles (13,6%). Já a partir da década

de 1830, o café será o principal produto de exportação (Fausto, 2019).

Entre 1831-1840, a participação passa para 43,8% e, no final do século XIX, esse valor chega a 64,5%. Nesse momento (1891-1900), a borracha passaria a ser o segundo produto mais relevante na pauta exportadora do final do Império e início do Brasil republicano, com uma participação na ordem de 15%, em seguida, o açúcar que, ao longo dos anos, têm fortes quedas na participação do valor exportado pelo país. Esse produto agrícola teria somente 6,6% no valor total das exportações (Fausto, 2019).

Outro produto que perde importância é o algodão. Segundo mais relevante no começo do período imperial brasileiro (1821-1830), gerou somente 2,7% do valor total das exportações. E, por fim, as exportações de produtos pecuários também cai ao longo do século XIX, chegando a representar somente 2,4% do total das exportações (Fausto, 2019).

O café no oeste paulista possibilitou a ligação do Centro Oeste com São Paulo por meio da Estrada de Ferro Noroeste do Brasil. Graças à expansão do café, há um surto ferroviário interligando Corumbá (MS), sudeste de Goiás e São Paulo, possibilitando o crescimento da agropecuária nessas regiões e seus vizinhos (Diniz, 2006). O café ajuda a diminuir um pouco o enorme isolamento existente com o Planalto Central brasileiro, que será solucionado muitos anos depois (Silva, 2017). Porém, a produção de café não trouxe benefícios a mais para o bioma Cerrado. Uma atividade que se destaca nesse momento nessa região do Cerrado será a pecuária de corte.

“Não obstante os notáveis progressos efectuados pela pecuária brasileira, a começar do último quartel do século passado, tem ela ainda a percorrer um longo caminho no progresso. Em 1939, o presidente Vargas anunciava, na Conferência de Interventores que, dos 1269 municípios então existentes, apenas 105 tinham pecuária tecnicamente dirigida.” (Valverde, 1967, p. 258).

De modo geral, a prática da agricultura até a República Velha limitava-se aos solos da mata e com extrema concentração da propriedade. Os mais acessíveis, próximos do litoral até 400 quilômetros para o interior, estavam para o uso agrícola. Os solos mais secos e pobres eram destinados à criação de gado. E, por fim, os preços da terra mais elevados se encontravam nas terras com desmatamento recente e/ou próximos do litoral (Bethell, 2013).

O atraso tecnológico era extremo. O sistema de cultivo mais aplicado era extrativo, por meio de derrubada e queimada com o uso férteis num período de curto, graças à

biomassa da floresta destruída que decrescia e se extinguiu após poucos anos. Essa cinzas eram o único fertilizante usado na terra (Bethell, 2013). “A produção de fertilizante no Brasil era mínima, e 90 por cento eram exportados na década de 1920. Empregavam-se com muito mais frequências rituais, amuletos e rezas do que adubo animal, que, segundo a agronomia popular, “queimava” a terra.” (Bethell, 2013, p. 687). Ou seja, era o panorama já vigente desde a época colonial.

Troncos e toras de madeira eram deixados para apodrecer e o plantio feito, em grande parte, seguindo as ondulações do terreno e aprofundando ainda mais a erosão (Bethell, 2013). Alguns cultivos, diante das dificuldades pela baixa assistência técnica, como, já citado anteriormente com o caso do plantio de cacau na Amazônia, se tornaram cultivos selvagens. Citam-se mamão, abacaxi, coco, banana e frutas cítricas. E, quando há invasão de pragas e/ou ervas daninhas nas áreas agrícolas ou essas se transformavam em vegetação secundária ou em pasto. O uso do arado era ínfimo (Bethell, 2013).

Internamente, a produção de alimentos continuava um grave problema de descompasso entre oferta e demanda como ocorria desde a época colonial, apesar de ter crescido a produção de gêneros alimentícios graças, sobretudo, ao abastecimento feito por pequenos agricultores próximos aos centros urbanos e a organização de colônias oficiais, com o uso de mão-de-obra familiar de agricultores nativos e imigrantes (Bethell, 2013).

Dados mostram um relativo progresso para dirimir a dependência externa desse tipo de produto. Entre 1903 e 1929, as importações de alimentos per capita caíram de 142 para 34 quilos, num período de crescimento populacional, devido ao processo de urbanização e industrialização das principais cidades brasileiras (Bethell, 2013).

Em relação à posse da terra, o máximo da concentração da propriedade da terra havia ocorrido durante o período colonial. Tal tradição se mantém com um nível um pouco menos elevado, apesar da Lei de Terras. Nota-se que, em grande parte do país, as elites locais usurparam as terras públicas por meio de fraudes nos registros da terra e expulsão dos posseiros nas pequenas propriedades. Havia uma exceção: os Estados do Sul do país (Bethell, 2013). Mesmo no período republicano, tal cenário não se alteraria.

“Quanto à República, na verdade concedeu anistia aos usurpadores de terra, quando deu aos estados as terras restantes da coroa. Então, os governos estaduais demonstraram a mesma incapacidade que o Império de conservar o patrimônio público. Uma sucessão de leis estaduais concedeu títulos de propriedade a todos aqueles cuja proeminência social tinha conferido aquiescência local e suas desapropriações privadas. Durante todo esse tempo, nenhum governo havia reconhecido os direitos dos povos tribais à terra [...] Embora

em 1910 a proteção dos povos tribais tenha passado para a responsabilidade federal, com base num serviço chefiado pelo general Cândido Rondon, continuou a ser praticado o assassinio de tribos inteiras, numa prévia da apropriação das terras do estado pelos particulares. A propriedade da terra, em consequência dessas políticas ou por falta delas, continuou extremamente concentrada. Em 1920, não mais de três por cento dos moradores no campo possuíam títulos das propriedades rurais incluídas no recenseamento; desse grupo diminuto de proprietários rurais, dez por cento controlavam três quartos dessas terras.” (Bethell, 2013, p. 678).

Durante a República Velha, houve o incentivo para produção e exportação de carnes congeladas e outros produtos animais, em particular, couro e com isso, foram instalados os primeiros frigoríficos do país – Wilson & Company, Swift, Continental, Armour e Anglo) em São Paulo e no Rio Grande do Sul (Prado Jr., 2011).

A instalação desta nova indústria impulsionaria um aumento da produção da indústria de alimentação, de 26,7%, em 1907, para 40,2%, em 1920 e as exportações, nula, antes de 1914, no final de 1918, superava 60 mil toneladas anuais (Prado Jr., 2012). No final desse período, há indústrias deste tipo nos dois Estados citados, além de Mato Grosso, Goiás e Triângulo Mineiro (Prado Jr., 2012).

Isso faz com que haja um crescimento da área de pastagens no Brasil, sobretudo no Centro-Oeste, Sudeste e Sul do Brasil. Parte da expansão se utiliza de áreas desocupadas e substituição da agricultura de subsistência pela pecuária como observado em São Paulo, Goiás e Mato Grosso ou em terras em processo de degradação usadas pela agricultura no passado (Prado Jr., 2012; Bethell, 2013; Oliveira & Barbosa, 2014; Moutinho & Bruno, 2016; Moutinho, 2018).

Grande parte do gado era originária da Índia, importado a partir da década de 1880. Assim, o rebanho bovino era majoritariamente gado zebu cuja capacidade de resistência às doenças e às secas era elevada (Prado Jr., 2012; Bethell, 2013; ; Oliveira & Barbosa, 2014; Moutinho & Bruno, 2016; Moutinho, 2018). Como salienta Bethell (2013, p. 689), “a criação de gado, tal como era praticada no interior, era extremamente econômica de mão-de-obra e de capital. Quase nunca eram construídos currais, cercas ou aguadas; os animais, depois de ferrados, eram deixados a pastar e a procriar à vontade.”. Assim, o processo de criação de gado não havia evoluído muito desde a época colonial.

Aliás, nesse período, a grande modificação aplicada no sistema de criação de gado fora a queima dos campos, para induzir o aparecimento de renovos mais tenros. Entretanto, como sublinha Bethell (2013), essa prática teve um efeito nocivo: o surgimento de gramíneas mais resistentes ao fogo e desagradáveis ao paladar do animal.

Na proximidade dos sistemas ferroviários, plantavam-se gramíneas mais exóticas onde havia floresta no passado, com o intuito de recuperar parte do peso perdido pelos animais durante a travessia, em particular, advindos de longas distâncias (Bethell, 2013).

Essa expansão da pecuária no Brasil pode ser resumida em números. De acordo com a Tabela 2, de um pouco mais de 88 milhões hectares de área destinada à pastagem, no começo dos anos 40, o país passou a ter quase 123 milhões hectares, em 1967, um crescimento de cerca de 39,2%. Já o rebanho, o valor era de 44,6 milhões de cabeças, em 1949, passando para, aproximadamente, 90,2 milhões de cabeças, um incremento na ordem de 102,1%, com um detalhe: a maior expansão do rebanho ocorre, sobretudo, entre 1960-1967 (Prado Jr., 2012).

Ano	1940	1950	1960	1967
Área total de estabelecimentos rurais (milhares de hectares)	197.720	232.211	249.862	307.250
Área de lavoura (milhares de hectares)	18.885	19.095	29.759	37.212
Área de lavouras (%) e relação à área total	9,5	8,1	11,9	12,1
Pastagens (em milhares de hectares)	88.141	107.547	-	122.670
Pastagens (%) em relação à área total	44,4	46,2	-	39,9
Bovinos (milhares de hectares)	44.600	46.891	55.592	90.153

Tabela 2 – Ocupação e exploração da terra no Brasil, em anos selecionados (1940, 1950, 1960 e 1967).

Fonte: Adaptado de Prado Jr. (2012, p. 265).

Todavia, desde o período colonial até os anos 70, a pecuária de corte se destinava, sobretudo, ao mercado interno. Entre 1930 e 1970, essa atividade teve que atender uma demanda interna crescente, em particular, São Paulo e Rio de Janeiro, devido ao processo de urbanização, mas começa, mesmo que a valores baixos, exportar carne para o mercado internacional (Campos, 1994; Moutinho, 2018).

Conforme salientado linhas acima, a melhoria da pecuária de corte se deve pela introdução do gado zebuino no Brasil, em particular no Centro-Oeste brasileiro, aprimorando tanto a criação animal quanto seu padrão genético. Porém, a partir de 1960, a entrada de novas raças será ainda mais estimulada com o Programa Nacional da Pecuária, a partir de incentivos para a expansão da pecuária no Norte e Centro-Oeste do país (Teixeira & Hespanhol, 2014). Essa última região apresentou a maior expansão por causa das condições naturais – vastas áreas de campos e cerrados –, da localização – ligação entre todas as regiões e dos principais mercados consumidores – e econômica – preço da terra baixo, incentivando a expansão de sistemas extensivos de produção

(Medeiros Neto, 1970; Teixeira & Hespanhol, 2014; Moutinho, 2018).

No caso do Norte do país, a expansão da pecuária se dá pelo baixo custo da terra, aumento da demanda de carne, condições naturais, liquidez, necessidade de baixos investimentos e incentivos governamentais (exemplo: Operação Amazônia, a ser vista em breve), inclusive, para instalação de frigoríficos na região (Oliveira, 1995; Valentim & Andrade, 2005; Rivero et al., 2009; Valentim & Andrade, 2009; Moutinho, 2018).

Essa expansão tem outro fator: a conversão de pastagens por atividades agrícolas mais rentáveis como soja, cana-de-açúcar e milho (Teixeira & Hespanhol, 2014; Moutinho, 2018). Esse processo ocorre em alguns locais dentro das próprias regiões com expansão da área de pastagem: Centro-Oeste e Norte, em particular, nas zonas de fronteira agropecuária consolidadas, com infraestrutura mais evoluída, facilidade de acesso para compra de insumo e escoamento da produção (Valentim & Andrade, 2009; Moutinho, 2018).

Entretanto, é preciso salientar que, no começo da República, há uma intensa disputa de poder das oligarquias regionais no Mato Grosso e Mato Grosso do Sul com a crescente importância da região no cenário nacional por causa da pecuária, com altas taxas de criminalidade, que seriam solucionadas somente durante a Era Vargas (1930-1945) com a consolidação do governo central. “O fim do coronelismo e do banditismo nestas regiões do extremo oeste brasileiro só ocorreria alguns anos mais tarde, com as intervenções federais após a Revolução de 1930 e o Estado Novo.” (Diniz, 2006, p. 53).

No período entre 1930 e 1970, devem ser destacados o decreto 23.793, em 1934, e depois, em 1965, a revisão do Código Florestal de 1934, pela lei n. 4.771. Esse novo código será revisto em 2012, como será visto em breve (Moura, 2016; Moreira et al., 2021). Em 1964, foi aplicado o Estatuto da Terra revendo a Lei de Terras, de 1850 e medidas complementares sobre o tema.

Todavia, é a partir da década de 70 que a bovinocultura de corte conheceu uma grande expansão no Cerrado com volumosos financiamentos via ofertas de crédito, baixo valor do preço da terra e o desenvolvimento de forrageiras adaptadas a solos de baixa fertilidade e ao clima tropical, aperfeiçoamento nutricional, melhoria dos manejos sanitário e reprodutivo animal, investimentos em aprimoramento genético e a criação, em âmbito nacional, da CONDEPE – Conselho Nacional de Desenvolvimento da Pecuária – e da EMBRAPA – Empresa de Pesquisa Agropecuária, além de dois programas:

PRODOESTE e PRODECER (Euclides Filho, 2008; Silva, 2017; Moutinho, 2018).

O Programa de Desenvolvimento do Centro-Oeste (PRODOESTE) estabelecia metas para agricultura, abastecimento, suprimento de matéria-prima e exportação. Entretanto, para progredir dependia do desenvolvimento tecnológico e de aquisição de novas áreas. Portanto, não conseguiu obter resultados minimamente satisfatórios com alto custo ambiental devido à necessidade de avançar sobre a vegetação nativa (Ganem et al. 2008).

O Programa de Cooperação Nipo-Brasileiro para Desenvolvimento dos Cerrados tinha como objetivo de aumentar a competitividade dos produtos brasileiros através de uso de tecnologia, crédito dirigido, infraestrutura, aquisição e distribuição de terras e assentamento de agricultores do Sul e Sudeste do país.

A primeira etapa abrangia Minas Gerais numa área de 70 mil hectares; a segunda, Minas Gerais, Bahia, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, numa área de 500 mil hectares e; a terceira, Maranhão, Tocantins, numa área de 200 mil hectares (Ganem et al., 2008). O resultado foi catastrófico ambientalmente. Os programas geraram um alto custo ambiental com perdas de grandes áreas do Cerrado e aumento da erosão do solo (Theodoro et al., 2002).

Nos últimos anos, outro movimento é observado. A expansão da cana-de-açúcar com o aumento da demanda por biocombustíveis, indiretamente, tem aumentada a pressão por novas áreas de pastagens e, com isso, há uma possível tendência de desmatamento (Lapola et al., 2010; Arima et al., 2011; Lambin & Meyfroidt, 2011; Richards, 2012; Sá et al., 2013; Jusys, 2017).

Paralelamente, a partir dos anos 40, houve incentivos governamentais via criação de colônias agrícolas, a Marcha para o Oeste, em que o agente público controlaria, sem sucesso, a questão fundiária para a distribuição e venda de terras devolutas, além da construção de Brasília e a transferência da capital do Rio de Janeiro para a recente cidade construída (Diniz, 2006; Schwarcz & Starling, 2015; Silva, 2017).

Na região amazônica, na mesma época, o governo financiou intensamente a ocupação desse imenso território com distribuição de terras e facilidade de crédito, além grandes obras de infraestrutura (Fearnside, 2002; Monteiro & Coelho, 2004; Hemming, 2011; Tritsch & Arvor, 2016; Marques, 2018; Moutinho, 2018; Dias-Filho & Andrade, 2019). Em 1953, é criado SPVEA – Superintendência do Plano de Valorização

Econômica com a meta de promover a região. Após casos de corrupção, foi substituída pela SUDAM – Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia dentro da Operação Amazônia. Com essa instituição, começam os projetos de rodovias para a região (Monteiro & Coelho, 2004; Hemming, 2011; Dias-Filho & Andrade, 2019).

A Operação Amazônia (1966) tinha como política estimular a expansão da pecuária e da agricultura com incentivos fiscais e volumosos financiamentos. Além disso, o governo cria um novo banco com o cunho de desenvolvimento para a Amazônia – Banco da Amazônia S.A. (Monteiro & Coelho, 2004; Marques, 2018; Dias-Filho & Andrade, 2019).

A primeira rodovia a ser analisada é a BR-010 ou Caminho da Onça que liga Belém-Brasília, por cortar parte do Cerrado, se tornou uma rota importante para atividade agropecuária. Seu impacto foi imediato tanto para a pecuária com crescimento do rebanho bovino quanto para a demografia com o aumento na ordem de vinte vezes, passando de 10 para 120 cidades (Hemming, 2011; Becker, 2015). “A estrada barateou o custo do estabelecimento de migrantes na região, tornou mais fáceis suas viagens para o resto do Brasil e, sobretudo, mais econômico o transporte de seus produtos agrícolas e animais para o mercado.” (Hemming, 2011, p. 371).

A segunda rodovia relevante foi a BR-364 ligando Cuiabá (MT) a Porto Velho (RO) iniciada na década de 60, tornando-se “a artéria da maior migração para territórios virgens da história sul-americana.” (Hemming, 2011, p. 373).

A partir dessas duas rodovias, começa a se moldurar o arco do desmatamento. E começa a eclodir lutas sangrentas pela posse da terra entre índios, colonos, INCRA, grileiros, camponeses, latifundiários, posseiros. Especulação imobiliária, madeireira, garimpeiros, fazendeiros, caminhoneiros, assim, a rodovia ganha a fama de ser a maior destruidora de florestas tropicais (Hemming, 2011).

Com as secas no Nordeste, o presidente militar Emílio Médici propôs abrir a floresta para dar terras e condições melhores ao sofrido povo nordestino, começava, assim, a utopia de construir uma rodovia que não ia a lugar nenhum. Sem pesquisa, planejamento e conhecimento prévio se iniciou a construção de uma das maiores estradas de penetração violadoras da floresta – a rodovia Transamazônica ou BR-230. A ideia era criar uma rodovia a partir de Tocantins em direção ao Amazonas e com bifurcação ligando Porto Velho (Rondônia) e na outra ponta, em direção ao oeste, o Acre (Hemming, 2011;

Marques, 2018).

Foi concluída seus mais de 2.300 km em 1974 e o plano inicial de desenvolvimento e de ocupação se tornou um enorme fracasso: “uma infinidade de insetos, ervas daninhas por toda a parte, nenhum mercado para seus poucos produtos, necessidades básicas extremamente caras e uma estrada que era um pântano lamacento intransitável na época das chuvas e uma pista esburacada e poeirenta na estação seca.” (Hemming, 2011, p. 375).

É preciso ressaltar nesse período a ascensão, paralelamente, do cultivo da soja, advinda em 1882 ao Brasil, porém, em escala comercial, a partir dos anos 40, inicialmente, no Rio Grande do Sul, e forte expansão a partir do final da década de 70. Esse Estado junto com o Paraná serão os principais produtores desse grão até a década de 90, sendo suplantados pelo Mato Grosso. Por sinal, a região do Cerrado brasileiro será a grande produtora de soja, graças à pesquisa agropecuária, por meio da EMBRAPA, na medida que essa região possui características desfavoráveis ao cultivo da soja: solos ácidos e com baixa fertilidade e clima adverso (Bonato & Bonato, 1987; Landau et al., 2020). A soja junto com a bovinocultura de corte serão os principais motores de expansão da agricultura no Cerrado, nas últimas décadas, assim como na Amazônia, recentemente e, consequentemente, responsáveis pelas maiores alterações no uso da terra e pelo desmatamento nos dois biomas (Fearnside, 2001; Klink & Machado, 2005; Morton et al., 2006; 2016; Walker et al., 2013; Gollnow, 2017).

Nos anos 80, continuam-se políticas públicas para a pecuária. Fatores como progresso tecnológico (lançamento de cultivares de capins e desenvolvimento de técnicas mais adequadas de manejo de pastagens), profissionalização do mercado e segmentação da produção e do consumo com o objetivo de qualificar o produto para o mercado internacional diante de diferentes barreiras – tarifárias ou sanitárias, além de enfrentar a forte concorrência de outros tipos de carne – de frango e suína⁷⁶ – no mercado interno e mudanças de hábitos de consumo, além da necessidade de atender novos tipos de consumidores com cortes especiais de carne foram determinantes para a promoção de uma atividade mais técnica (Silva et al., 2011; Polaquini et al., 2016; Moutinho, 2018; Dias-Filho & Andrade, 2019). “O vetor da mudança da atividade criatória no Brasil – do pastoreio para a pecuária – foi a industrialização da produção e a internacionalização do

⁷⁶ Essa competição entre diferentes tipos de carne se dá sobre a queda nos custos de produção das carnes suína e de frango.

mercado de carne e de reprodutores.” (Medrado, 2013, p. 2016)

Esse processo de modernização do setor possibilitou também maior controle de doenças como é o caso da expansão das zonas livres de febre aftosa (Silva et al., 2011; Polaquini et al., 2016; Moutinho, 2018).

Todavia, esse avanço para a modernização ainda não é algo comum para grande parte dos produtores (Teixeira & Hespanhol, 2014; Moutinho, 2018). Assim, o país tem dois grupos distintos de produção de carne: de um lado, produtores com o alto uso de tecnologias e assistência técnica, do outro, produtores com baixo uso dessas ferramentas.

“ [...] estima-se que grandes e médias fazendas haviam ocasionado três quartos de todo o desmatamento na Amazônia. Isso fora motivado por uma série de fatores. Havia incentivos para a conversão de florestas em pastos durante as duas décadas de governo militar no Brasil. Numa época de inflação alta, o desmatamento era importante para garantir o título de propriedade de terras e “melhorar” sua propriedade para uma revenda lucrativa. O gado constituía uma forma barata de manter a terra limpa, e os animais eram um excelente investimento líquido. A elevada demanda mundial transformou o Brasil, que costumava suprir apenas o mercado interno, no maior exportador mundial de carne e dono do maior rebanho. [...] A pavimentação de rodovias florestais tornou mais fácil o transporte de animais e carcaças. Ao longo das estradas havia quase tantos matadouros e empresas de processamento de carne quanto serrarias. O ressurgimento também se deu em virtude do aparecimento de novas técnicas de plantio de gramíneas em solos florestais e de criação de gado nos trópicos. As exportações cresceram porque os estados foram sendo, de forma sucessiva, declarados livres da febre aftosa, graças às campanhas de vacinação e a Amazônia foi poupada da doença da vaca louca, a encefalopatia espongiforme bovina ou EEB... Juntamente com o ressurgimento da pecuária e a exploração madeireira, nasceu outra grande ameaça às florestas – as plantações de soja.” (Hemming, 2011, p. 392-393).

Em contrapartida, esse processo de ocupação, nesse período, na Amazônia mostrou desastres ambiental e social em números. Do lado social, aprofundamento dos grandes latifúndios. Até 1985, a SUDAM havia aprovado 950 projetos na Amazônia, 631 voltados para a pecuária com área média de 24 mil hectares, recebendo 44% do total do financiamento estatal e de incentivos fiscais ou 700 milhões de dólares. Desse montante, 8,4 milhões somente para compra de terras (Marques, 2018). “Apenas a fazenda Suiá-Missu, que chegou a atingir 560.000 ha, na região leste do Mato Grosso, recebeu, de 1966 a 1976, 30 milhões de dólares.” (Marques, 2018, p. 114).

Do lado ambiental, o saldo é, depois de quase 20 anos de ditadura militar e governos Sarney e Collor, a Amazônia havia perdido o equivalente à área da França (Marques, 2018).

Logo, a expansão da agropecuária com apoio governamental pressionara o desmatamento a tal ponto que o país, em 2004, atingia quase a maior taxa de

desmatamento observada desde 1988 quando começou a mensuração do desmatamento na Amazônia pelo PRODES, conforme a Figura 6, em todos os Estados (Figura 7). “Dados do IBGE-Prodes para o período 1970-2013 indicam uma perda da ordem de 22% da floresta amazônica...” (Marques, 2018, p. 116). No Cerrado, a situação não era diferente da observada na Amazônia com o ápice do desmatamento também, entre 2003-2004 (Figura 8) (Grau & Aide, 2008; Arima et al., 2011; Macedo et al., 2012; Sá et al., 2013).

Diante desse desastre ambiental acumulado de séculos, o governo decide agir para conter o desmatamento e propõe medidas ambientais mais vigorosas.

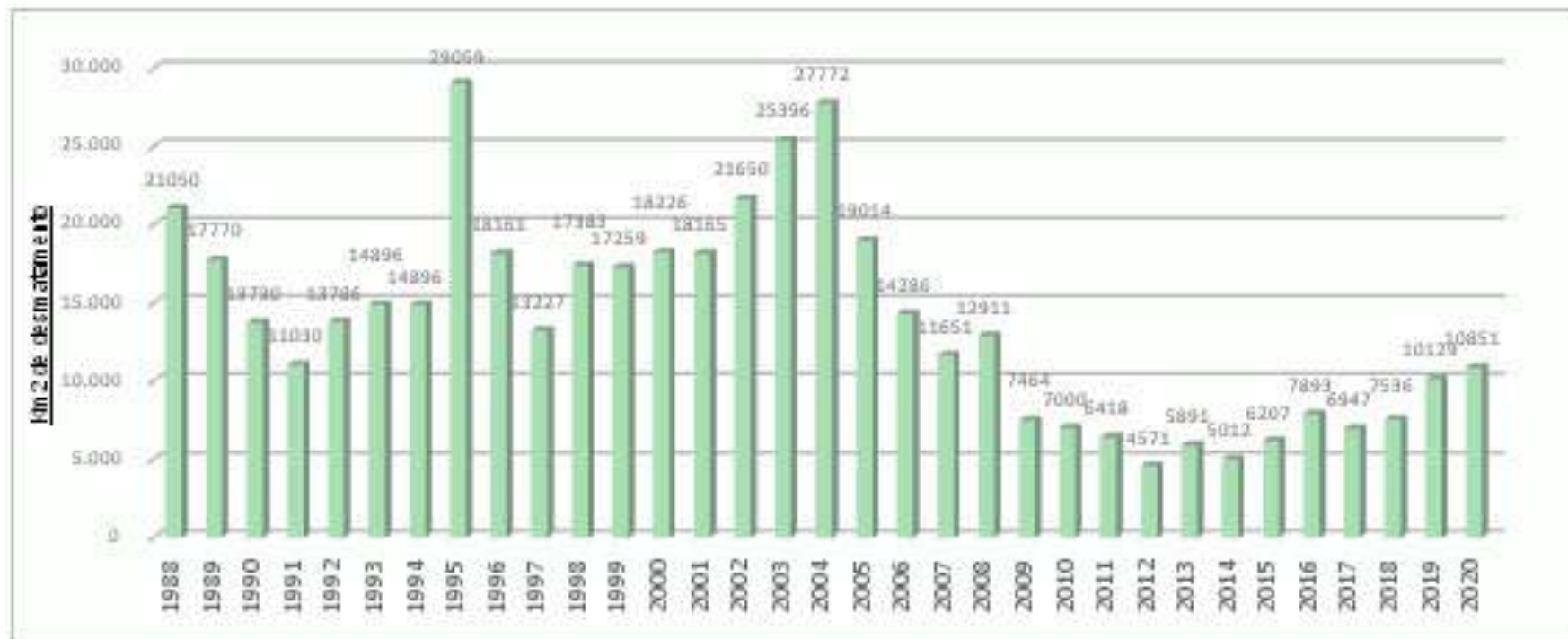


Figura 6 – Taxas consolidadas anuais de desmatamento do PRODES (em km²) desde 1988 até 2020

Fonte: INPE, 2021a.

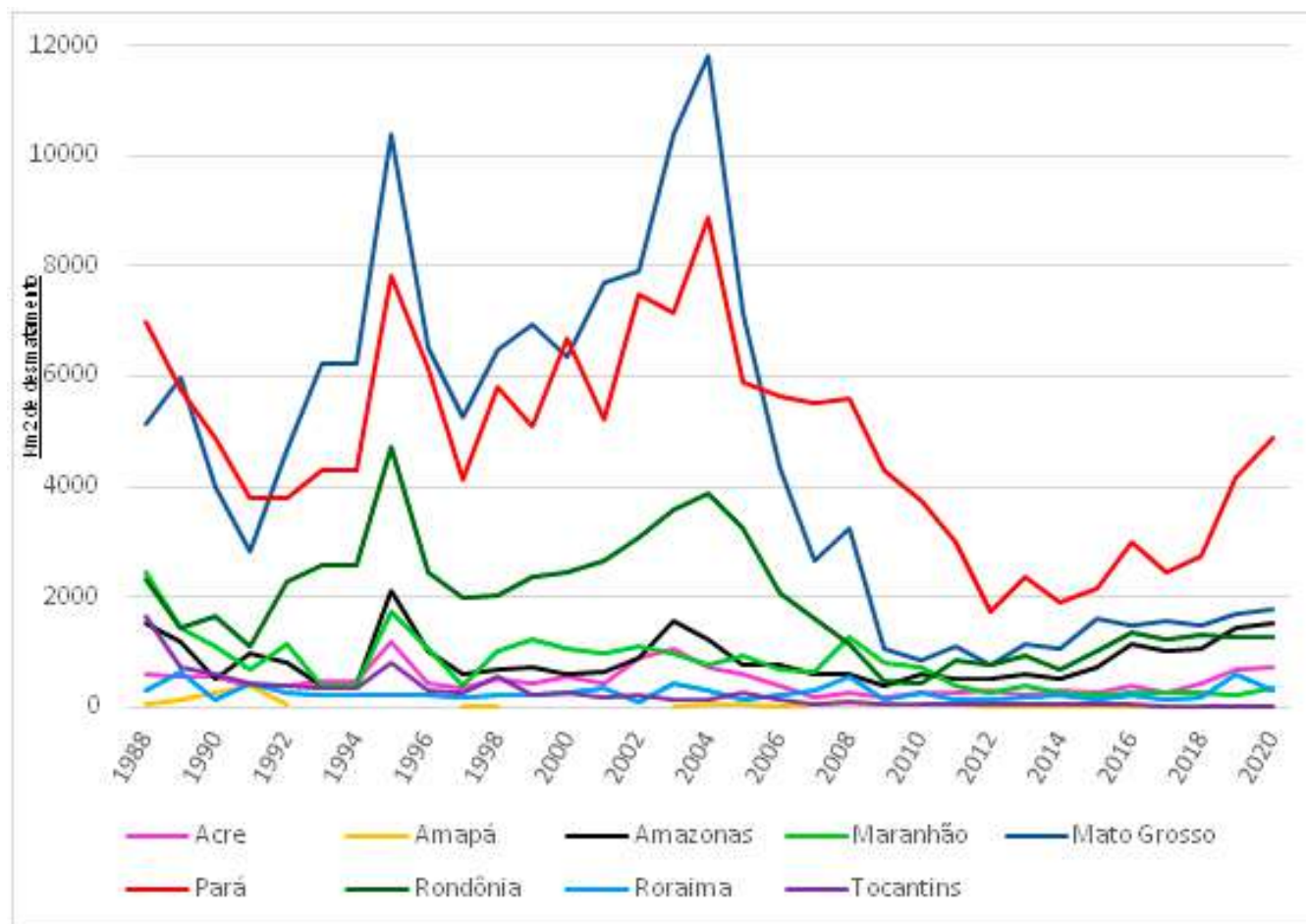


Figura 7 – Taxas consolidadas anuais de desmatamento do PRODES (em km²) desde 1988 até 2020, por Estado
Fonte: INPE, 2021a.



Figura 8 – Taxas consolidadas anuais de desmatamento (em km²), 2001-2020, bioma Cerrado

Fonte: INPE, 2021b.

2.2.1.

Período recente das políticas ambientais e agropecuárias no Brasil (2004-2019)

Estudos sobre a determinação das causas do desmatamento global ou especificamente à Amazônia brasileira (Angelsen & Kaimowitz, 1999; Geist & Lambin, 2002; Margulis, 2003; Chomitz, 2007; Rudel et al., 2009; Hargrave & Kis-Katos, 2013; Angelsen & Rudel, 2013; Choumert et al., 2013; Jeuck et al., 2014; Busch & Ferretti-Gallon, 2017) mostraram a importância das instituições, direta ou indiretamente, nas mudanças de uso da terra, tais como: a construção de rodovias, incentivos fiscais para determinadas atividades econômicas, influência na determinação nos preços das commodities agrícolas, com crédito de incentivo ou nos direitos de propriedade (Araujo et al., 2008) e no monitoramento e punição dos agentes econômicos ou até de criação de áreas de proteção ambiental ou unidade de conservação (Soares-Filho et al, 2010; Nelson & Chomitz, 2011; Nolte et al., 2013). Como sublinha Wehkamp (2017, p. 1, trad.): "o sucesso histórico na redução do desmatamento no Brasil, em particular entre 2004 e 2012, pode ser atribuído, em grande parte, ao monitoramento e desflorestamento da cobertura florestal, sancionando os esforços do governo brasileiro. [...] as instituições políticas desempenham um papel crucial"⁷⁷.

Considerando o papel das instituições nas mudanças do uso da terra, sobretudo, a partir de 1970 na Amazônia e no Cerrado diante do incremento das taxas de desflorestamento, o período 2004-2019 mostrou como políticas governamentais podem ser favoráveis ao meio ambiente e evitar o desmatamento gerado com o uso da terra, inversamente às políticas observadas nos séculos anteriores.

Diante das altas taxas de desmatamento (Figura 6, Figura 7 e Figura 8), o governo brasileiro propôs medidas com o objetivo de reduzir essas taxas. A primeira foi, em 2004, Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAM), em que o combate ao desmatamento perpassava por uma série de estratégias em conjunto com diferentes níveis e órgãos governamentais, federal, estadual e municipal, dentre elas: monitoramento por sensoriamento remoto, controle ambiental e gerenciamento territorial. Paralelamente, aos esforços de comando e controle, há um

⁷⁷ "...the historic success in reducing deforestation in Brazil, in particular between 2004 and 2012, can in large parts be attributed to the forest cover monitoring and deforestation sanctioning efforts of the Brazilian government [...] political institutions are thought to have played a pivotal role."

aumento da criação de áreas protegidas (DeFries et al., 2005; Nepstad et al., 2006; 2009; Soares-Filho et al., 2010; Hargrave e Kis-Katos, 2013; Arima et al., 2014; Cohn et al., 2014; Assunção et al., 2015; Silva et al., 2016; Mofette et al., 2021).

Anos mais tarde, em 2008, o governo propõe novas políticas de crédito com a aprovação da resolução n. 3545 do Conselho Monetário Nacional (CMN). A partir dessa data, o crédito rural na região da Amazônia Legal está condicionado à comprovação da conformidade com a legislação ambiental e de direitos de propriedade (BACEN, 2018)⁷⁸.

No mesmo ano, há um recrudescimento da fiscalização, sobretudo, em municípios prioritários – aqueles que necessitam maior ação de prevenção, monitoramento e combate ao desmatamento ilegal (segunda fase do PPCDAM). A mesma estratégia do PPCDAM foi usada para o Cerrado por meio do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado (PPCerrado), em 2010.

Em 2012, foi revisto o Código Florestal estabelecido em 1965. A nova versão denominada de Lei de Proteção da Vegetação Nativa regulamenta o uso do solo em propriedades privadas. Seu principal instrumento é o Cadastro Ambiental Rural (CAR), registro público eletrônico, de natureza declaratória e obrigatória a ser aplicado em todas as propriedades rurais presentes em território brasileiro. Ele é capaz de identificar grande parte dos desmatadores, grileiros e resolver possíveis conflitos de terra (Azevedo et al., 2014; Soares-Filho et al., 2014; Observatório do Código Florestal, 2017). Os produtores precisam da validação do CAR para evitar várias restrições e garantir incentivos tais como: concessão de crédito agrícola ou suspensão de multas aplicadas, em até 2008, pelos órgãos fiscalizadores.

Os impactos da revisão do Código já foram analisados por diferentes estudos, apresentando controvérsias (Soares-Filho et al., 2014; Brancalion et al., 2016; Strassburg et al., 2017). Porém, como salienta Vieira et al. (2017), o Código Florestal coloca em risco a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, necessitando de maiores estudos nessa área. Fearnside (2016) sublinha que, após sucessos em diferentes frentes para frear o desmatamento, a legislação ambiental brasileira via código está sob o cerco do lobby do agronegócio e dos interesses para enfraquecer o licenciamento ambiental.

Cita-se também os acordos para frear o desmatamento gerado pelo avanço do

⁷⁸ Lei revogada em 2021 e nova resolução foi estabelecida n. 4903.

cultivo da soja por meio da Moratória da Soja, eliminando assim o desflorestamento no bioma Amazônico associado à cadeia de produção de soja (Macedo et al., 2012; Nepstad et al., 2014; Gibbs et al., 2015; Kastens et al., 2017; Nepstad, 2017; Spera, 2017; Garrett et al., 2018) e o mesmo molde de acordo entre Ministério Público Federal (MPF), por meio de um acordo de conduta com os criadores de gado (TAC) como solução para o desmatamento advindo da pecuária (Nepstad et al., 2014; Gibbs et al., 2016; Garrett et al., 2018; Koch et al., 2019).

Desde a implementação da moratória da soja, de acordo com Rudorff et al. (2011), Macedo et al. (2012) e Gollnow (2017), os resultados mostraram queda no desmatamento direto com a soja, ratificando a efetividade da política, de forma positiva, o que não consegue constatar isso para a pecuária. De acordo com IMAZON (2021, s.p.), a dificuldade no cumprimento da TAC entre MPF e produtores se deu por duas razões:

“Primeiro, pelo enfraquecimento das leis ambientais, com a anistia de parte das áreas desmatadas pelo novo Código Florestal em 2012. Segundo, pelo escopo do TAC ser limitado às fazendas de engorda e por fragilidades que favorecem a comercialização de gado de origem ilegal por mecanismos de vazamento (venda para frigoríficos que não cumprem o acordo) e de lavagem (venda de gado de origem irregular por meio de fazendas regulares). Estas falhas refletem vulnerabilidades na produção, armazenamento, controle de qualidade e acessibilidade das informações necessárias para assegurar o cumprimento do TAC, além de falhas na fiscalização do seu cumprimento (por exemplo, o atraso de quatro anos na auditoria prevista para o primeiro ano do acordo).”

Segundo o MPF/Pará (2021), a JBS, um dos maiores frigoríficos do país tinha adquirido, por exemplo, 32% da carne de áreas com desmatamento ilegal ou embargadas pelo IBAMA, ratificando a existência de gargalos importantes no cumprimento da TAC. Do total de gado movimento no Estado do Pará entre janeiro de 2018 a janeiro de 2019, 10% estava fora das conformidades. Sublinha-se a existência na época de frigoríficos com produção relevantes não signatários do acordo.

Em âmbito internacional, em 2009, na 15ª Conferência das Partes, em Copenhague, alguns países em desenvolvimento propuseram metas compulsórias de redução de gases de efeito estufa (GEE). O Brasil, nesta conferência, se comprometeu com uma redução entre 36,1% e 38,9% das emissões projetadas até 2020 em um cenário de referência, com políticas de mitigação nos setores da economia energia, uso do solo, agricultura e indústria, por meio das NAMAs (Ações Nacionais Apropriadas de Mitigação).

As metas passaram a fazer parte da Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC) e requeria uma redução das emissões de GEE entre 1.168 e 1.259 mil tCO₂e, que representa de 6 a 10%, em relação ao ano de 2005. As principais metas eram

relacionadas ao uso do solo, agricultura e desmatamento, como: (1) redução de 80% dos índices de desmatamento da Amazônia Legal, conforme visto, entre 1996 e 2005; (2) expansão da fixação biológica de nitrogênio em 5,5 milhões de ha de áreas de cultivo, em substituição ao uso de fertilizantes nitrogenados; (3) recuperação de 15 milhões de hectares de pastagens degradadas (Seroa da Motta, 2011; Nepstad et al., 2014; Gollnow, 2017). Essas metas foram reavaliadas mais tarde e tornaram-se mais ousadas como o fim do desmatamento ilegal na Conferência de Paris.

Todavia, como já foi salientado, há um temor acerca do novo Código Florestal e, recentemente, como mostra Rochedo et al. (2018), com as mudanças políticas, há um enfraquecimento da agenda ambiental, como diminuição da criação de áreas de proteção ambiental e tentativa de remarcação de áreas indígenas. Os autores enfatizam o perigo da retomada da elevação das taxas de desmatamento, como já observada nos últimos três anos, em decorrente da crise política vigente e a forte presença dos ruralistas na legislatura brasileira. As ações do governo podem colocar em risco os ganhos ambientais obtidos nas últimas duas décadas (Moreira et al., 2021; Silva Jr. et al., 2011).

Com isso, a partir dos avanços recentes na política ambiental e os retrocessos nos últimos anos, a tese proporrá uma profunda análise desse período de 2004-2019 para compreender melhor as mudanças no uso da terra.

3.

Revisão dos estudos com meta-análise do uso da terra e descrição das variáveis dos modelos propostos

“Os padrões espaciais de uso da terra podem ser amplamente analisados em termos da interação com três categorias ou camadas sobrepostas de dados espaciais que são: (1) fenômenos físicos, (2) padrões humanos (socioeconômicos e culturais) de uso da terra e (3) padrões de propriedade e o papel da autoridade política que afetam o uso de diferentes usos da terra.”⁷⁹ (Platt, 2004, p. 34, tradução nossa).

O desenvolvimento de modelos de uso da terra é útil aos formuladores de políticas públicas na medida em que fornece informações de como o processo de mudanças no uso da terra está ocorrendo ao longo dos anos e, sobretudo, permite observar que fatores devem ser analisados para a utilização mais sustentável da terra, com preservação dos recursos naturais. Somado a isso, esses modelos podem ser empregados para avaliar quais e como os mecanismos influenciam, reduzindo ou aumentando as externalidades negativas geradas pelas transformações no uso da terra, principalmente, com o desmatamento (Agarwal et al., 2002; Verburg et al., 2004; Briassoulis, 2020).

Geralmente, os modelos econométricos de uso da terra se propõem a entender as escolhas entre os usos possíveis da terra por meio das decisões comportamentais dos proprietários de terra com o intuito de maximizar os benefícios da terra.

Apesar dos estudos ou trabalhos sobre a análise de uso da terra possuírem diversos objetivos, bases de dados e métodos de estimação, em geral, aqueles com o uso de variáveis econômicas na modelagem se apoiam no pressuposto de maximização do lucro pelos proprietários no uso da terra. Mesmo assim, há diferença entre os modelos em relação à teoria da renda da terra. Se essa renda está associada com as características do solo, em particular, a fertilidade do solo, - solos mais férteis, mais propícios a maior renda da terra -, os modelos se apoiam na teoria de Ricardo. Caso essa renda esteja ligada à sua localização, a fundamentação teórica se baseia nos estudos de Von Thünen⁸⁰.

⁷⁹ “Spatial patterns of land use may be broadly analyzed in terms of the interaction of three overlapping categories or layers of spatial data consisting of (1) physical phenomena, (2) human (socioeconomic and cultural) patterns of land use, and (3) patterns of ownership and political authority affecting the use of specific land.”

⁸⁰ Para maiores informações das duas teorias da renda da terra, veja o capítulo 1 da tese.

No entanto, existem outros fatores que podem afetar a decisão de uso da terra. Isso inclui fatores sociais, políticos, culturais e econômicos como: preços, impostos ou subsídios.

Os estudos econométricos do uso da terra geralmente examinam a relação entre as escolhas de uso da terra e um conjunto de variáveis explicativas, a saber, as rendas derivadas de diferentes usos da terra, ou proxies, como preços de insumos e produtos, subsídios e variáveis climáticas e do solo (inclinação, altitude, qualidade do solo, temperatura, precipitação etc.) (Verburg et al., 2004; Chakir, 2015; Chakir & Le Gallo, 2020).

Para melhor compreender essas mudanças no uso da terra, nos últimos anos, na região com os biomas Cerrado e Amazônia brasileira, como se dá essa interação e os fatores relevantes negativos ou positivos para o avanço do desmatamento (redução da floresta), aplicam-se neste capítulo instrumentos de análise para mensurar e entender essas transformações.

O objetivo desse capítulo é determinar, construir e analisar as variáveis sugeridas para o modelo de análise de uso da terra proposto no quarto capítulo da tese.

3.1.

Tipologia do modelo de uso da terra

Estudos econométricos de uso da terra podem ser classificados de diferentes formas de acordo com: (a) tipo de base de dados; (b) tipo de modelo e (c) categorias de uso do solo em consideração (Chakir & Le Gallo, 2013).

No caso específico da tese, propõe-se examinar quatro categorias diversas de uso da terra: agricultura, floresta, pecuária e outros usos, em que todas as variáveis explicativas serão as mesmas aplicadas em cada um desses usos. Com isso, estimar-se-ão quatro equações em que a soma das participações de cada uso da terra não pode ultrapassar o valor unitário.

Em relação ao tipo de modelo, há duas possibilidades, estático ou dinâmico. Na tese, ambos os estilos serão aplicados e a escolha se dará pelo critério de informação

Akaike (AIC). Com isso, o melhor modelo será proposto por um critério em que se impõe uma medida corretiva mais dura que o critério de determinação⁸¹ (R^2).

Outra vantagem do uso desse critério é ser útil dentro e fora da amostra, prevendo o desempenho de um modelo de regressão. Quando se compara dois ou mais modelos, observando os valores do AIC, elege-se aquele com o valor mais baixo como o mais adequado (Wooldridge, 2006; Greene, 2011; Gujarati & Porter, 2011).

E, por fim, qual o tipo de dados usado na tese. Nesse caso, dados agregados. Dados agregados propõem que diferentes usos da terra de um local – municípios, estados, região ou países – são explicados em função de um conjunto de variáveis exógenas ou independentes (Chakir & Le Gallo, 2013; 2020; Chakir, 2015).

O principal limitante desse tipo de dados é homogeneizar as características do local estudado. Sendo os dados a nível municipal, há divergências entre o uso da terra entre as propriedades em relação à taxa de lotação bovina ou à produtividade média dos grãos produzidos ou à variabilidade climática dentro do município e até mesmo a tomada de decisão dos proprietários. Entretanto, as dificuldades inerentes em obter as informações para todas as propriedades para diferentes anos ou a inexistência de dados mais locais impedem um modelo de dados por propriedades.

Logo, perde-se possível existência de variabilidade entre as propriedades. Os dados são uma média das propriedades existentes no município, ou seja, precipitação média, temperatura média, produtividade média dos grãos, preço médio recebido pela carcaça bovina ou taxa de lotação bovina média do município.

Mesmo assim, como será visto posteriormente, existem ainda dificuldades em obter todas as observações para o período e para todos os municípios, necessitando de ajustes, como é o caso da falta de dados climáticos para todos os municípios. Um exemplo disso é o município de Holambra, no Estado de São Paulo, maior produtor de flores da América

⁸¹ O critério R^2 assim como o AIC é uma medida de qualidade de ajustamento de um modelo de regressão. Ele varia de 0 a 1 e quanto mais próximo de 1 melhor o ajustamento dentro da amostra, já que há uma proximidade entre os valores observados da amostra e os estimados com a regressão. Esse critério apresenta os seguintes problemas: (a) a variável dependente, no nosso caso, os diferentes usos da terra deve ser a mesma para efeito de comparação; (b) não há garantia de que o modelo faça boa previsão fora da amostra e, por fim, (c) o coeficiente não cai com o acréscimo de variáveis, logo há um incentivo para aumentar o número de variáveis explicativas para elevar o coeficiente. Porém, a adição de mais variáveis pode aumentar a variância do erro de previsão (Wooldridge, 2006; Greene, 2011; Gujarati & Porter, 2011).

Latina, sem dados de temperatura e precipitação médias em nenhuma das fontes habituais para obter esse tipo de informação (INMET ou Agritempo/Embrapa).

Logo, é preciso recorrer da literatura para saber como estimar esses dados ausentes. Outro exemplo é o preço do boi gordo só é previsto em 25 locais dentro ou próximo da área de estudo cuja totalidade é acima de 1.700 municípios.

3.2.

Área de estudo

A área de estudo da tese se delimita a parte do território brasileiro com a presença de, pelo menos, um dos dois biomas, Cerrado e Amazônia⁸². De acordo com o IBGE (2018), a soma das áreas dos dois biomas representa cerca de 73,2% do território nacional (8.514.877 km²).

Na tese, propôs-se a redução dessa área, com o objetivo de focar nas áreas em processo de desmatamento ou próximas, ou seja, que sofrem pressão para serem desflorestadas ou estão em processo avançado de desmatamento.

Com isso, foram excluídos: (a) áreas legalmente voltadas para conservação - unidades de conservação estaduais ou federais ou terras indígenas -, áreas preservadas, por exemplo, o Estado de Roraima cuja quase totalidade do território, aproximadamente 95%, é preservada; (b) municípios com participação ínfima de um dos biomas como a maioria dos municípios com área de Cerrado no Paraná cuja área total tem menos de 2% do bioma e é protegida.

Em suma, não foram contemplados, além do citado Estado de Roraima, grande parte dos municípios do Estado do Amazonas, por estar afastado do arco do desmatamento, os municípios do Amapá pela mesma razão e os municípios com Cerrado no Paraná, porque a área é irrelevante e a maior parte possui unidades de conservação.

Ressalta-se que, apesar do contexto nebuloso da política ambiental no governo Bolsonaro, a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (vulgo Código Florestal) não foi, até o momento, alterada. Além disso, sabe-se das pressões de grilagem e desmatamento nas Unidades de Conservação e de tentativas para sua extinção, redução de área e, em alguns

⁸² Apesar de não ser objeto da tese, grande parte dos municípios do Pantanal estão na área de estudo por possuírem um dos biomas do estudo. Isso ocorre também com presença de alguns municípios com biomas Mata Atlântica ou Caatinga.

casos, serem flexibilizadas em seu uso com a adição de atividades econômicas tais como garimpo, exploração madeireira ou agropecuária ou práticas ilegais como grilagem. Mesmo assim, entende-se, de acordo com o autor, que não há necessidade de ampliar o desmatamento ou flexibilizar as áreas protegidas e sim, de melhoria do sistema de pecuária de corte.

Resumidamente, a área de estudo se restringe em parte ou a totalidade de 13 (quatorze) Unidades da Federação, além do Distrito Federal. Do bioma Amazônia: Amazonas, Acre, Pará e Rondônia; do bioma Cerrado: São Paulo, Minas Gerais, Piauí, Distrito Federal, Goiás, Mato Grosso do Sul e Bahia e de ambos os biomas⁸³: Maranhão, Mato Grosso e Tocantins (Figura 9). Com isso, a tese examinará o impacto econômico-ambiental de políticas de intensificação em 1.747 municípios – em torno de 31% do total de municípios existentes no Brasil (Figura 10).

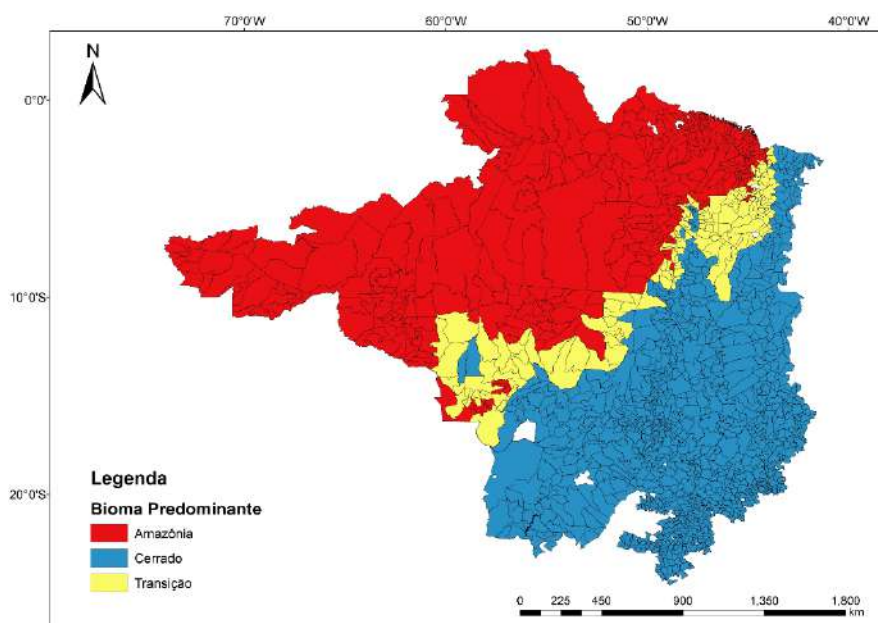


Figura 9 - Bioma predominante em cada município selecionado da área de estudo.
Fonte: Elaboração própria.

⁸³ Aqui se propõe usar a nomenclatura transição para os municípios que possuem ambos os biomas.



Figura 10 - Área de estudo em relação ao território brasileiro.

Fonte: Elaboração própria.

Nota-se, na área de estudo, a expressiva presença de bovinos – vacas leiteiras e gado de corte – que, segundo IBGE (2020a), em 2019, representou, aproximadamente, 69,2% do total do número de cabeças de gado existente em território brasileiro. Assim, de quase 214,9 milhões de cabeças de gado, cerca de 148,7 milhões estão na área de estudo.

Entre 2004-2019, o rebanho bovino cresceu no Brasil um pouco mais de 5%. Na área de estudo, esse crescimento quase duplicou, cerca de 9,9%.

A Figura 11 mostra a evolução do rebanho bovino nos anos inicial e final, 2004 e 2019 propostos na tese e em dois anos intermediários, 2009 e 2014. Em 2004, a participação do rebanho bovino total da área de estudo em relação ao observado no território nacional era de cerca de 66,2%. E, 2009, há uma pequena queda para aproximadamente 66,1%. Volta a crescer em 2014 para 67,3% (Figura 11).

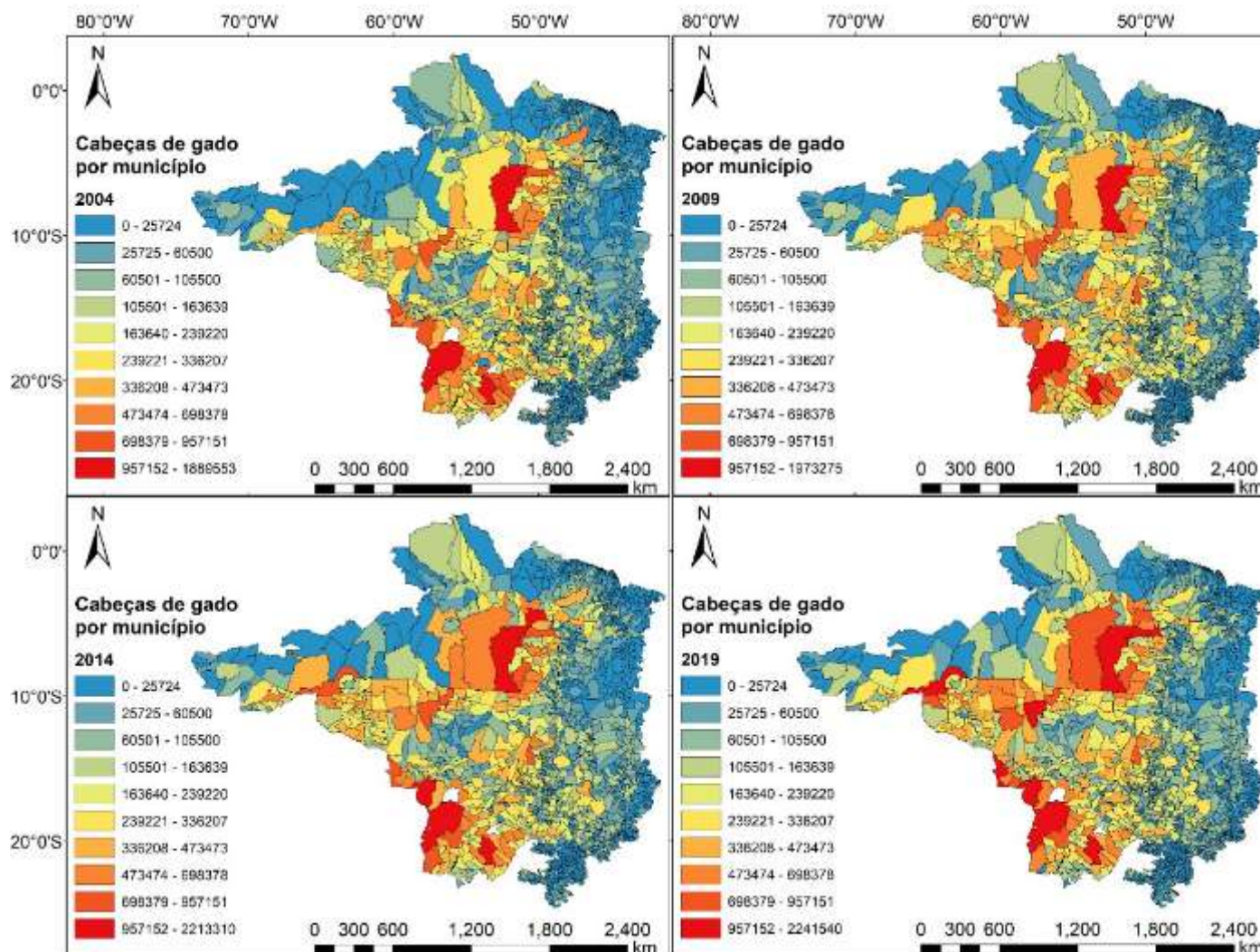


Figura 11 - Distribuição do rebanho bovino, em número de cabeças, para cada município da área de estudo, em 2004, 2009, 2014 e 2019.
Fonte: Elaboração própria.

3.3.

Escolha, detalhamento e metodologia de cálculo das variáveis dos modelos

A escolha das variáveis explicativas para o modelo de análise de uso da terra foi feita a partir de levantamento bibliográfico. Optou-se por estudar publicações com o uso de meta-análise em que mostram o nível de significância de diferentes variáveis sobre o uso da terra, em particular, a floresta, em sua maioria com a aplicação econométrica (tradicional e espacial) – ferramenta metodológica proposta na tese. Ou seja, como essas variáveis impactam negativa ou positivamente o desmatamento ou não causam nenhuma mudança na configuração da floresta e consequentemente, em outros usos, agricultura, pastagem, área urbana etc.

Os principais estudos são: (1) Jeuck et al. (2014) com análise de 64 modelos econométricos, espaciais ou não, em que 47 estudos eram nos Estados Unidos; (2) Geist & Lambin (2002), com estudo de 152 casos, com econometria ou não, com a espacialidade ou não contabilizada em áreas tropicais (nº de estudos/nº de países): $n = 55/10$ – Ásia; $n = 19/8$ – África; $n = 78/11$ – América Latina; (3) Busch & Ferretti-Gallon (2014; 2017), com análise de 121 estudos, contendo 592 análises econométricas, 6.117 coeficientes de 1.480 variáveis explicativas, no período de 1996-2003⁸⁴.

Esmiuçando os estudos de Busch & Ferretti-Gallon (2014; 2017), sublinha-se que os autores propõem uma meta-análise com a maior quantidade de trabalhos com aplicação de econometria, considerando todos os países e, sobretudo, examinam a consistência dos resultados obtidos com outras meta-análises feitas, com revisão dos principais trabalhos de análise dos fatores determinantes do desmatamento⁸⁵: Angelsen & Kaimowitz (1999), Geist & Lambin (2002), Chomitz (2007), Rudel et al. (2009); Angelsen & Rudel (2013);

⁸⁴ Os autores sublinham as classificações das áreas das revistas nas quais estão os artigos publicados. Há uma forte multidisciplinaridade, em que 55 estudos em revistas ditas como das ciências ambientais; 32, das ciências econômicas; 22, da geografia; 7, de política e administração; 5, de desenvolvimento (Busch & Ferretti-Gallon (2014; 2017).

⁸⁵ “Houve inúmeros estudos anteriores de quais fatores levaram ao desmatamento. Alguns observaram uma ampla gama de fatores [ver referências citadas no texto] [...]; outros se concentraram em um único fator responsável pelo desmatamento como: efetividade das áreas protegidas [...], a efetividade dos pagamentos por serviços ecossistêmicos [...]. Nenhum desses estudos usou métricas quantitativas para comparar a influência dos diferentes fatores para o desmatamento.” (Busch & Ferretti-Gallon, 2017, p. 5, tradução nossa).

Pfaff et al. (2013)⁸⁶.

A análise mostrou os seguintes resultados: cerca de 86% dos trabalhos usaram, pelo menos, uma variável biofísica para explicar o desmatamento e, consequentemente, mudanças no uso da terra; em torno de 43% do total dos estudos com o uso de alguma variável explicativa de atividade agropecuária; 36%, renda rural (crédito inclusive); 30%, implementação ou existência de unidades de conservação ou áreas de proteção ambiental e 28%, a influência populacional (Busch e Ferretti-Gallon, 2017). Examinando o Gráfico 1, com o número de análises econométricas distribuídas de acordo com sinais positivo (aumento do desmatamento) ou negativo (redução do desmatamento), nota-se que há uma forte correlação entre variáveis biofísicas, infraestrutura (proximidade com áreas urbanas e rodovias), preço agropecuário e população e o processo de desmatamento.

Portanto, após revisão da literatura, para explicar as mudanças nos diferentes tipos de uso da terra, propõem-se as seguintes variáveis dependentes: os *shares* de cada tipo de uso, ou seja, participação de cada uso em relação à área total do município: *sagr* (agricultura), *spas* (pastagem), *sfor* (floresta) e *soth* (outros usos).

Para as variáveis independentes, as escolhas foram: (a) temperatura média anual, em °C (*average_temperature*), (b) precipitação média anual, em mm (*precipitation*), (c) preço recebido pelo produtor pela carcaça bovina após o abate, em R\$/kg (*meat_price*), (d) preço pago ao produtor pelo leite, em R\$/l (*milk_price*), (e) produtividade da atividade leiteira, em l/vaca (*milk_productivity*), (f) taxa de lotação bovina⁸⁷, em UA/ha (*stocking_rate*), (g) valor gerado com produtos florestais, em mil reais (*forest_value*), (h) taxa demográfica, em hab./km² (*demography_rate*), (i) volume de crédito rural, em mil reais (*rural_credit*), e, por fim, (j) produtividade e preço agrícola que foram divididos em quatro grupos: cultivos permanentes (*permanent_crops*), cana-de-açúcar (*sugarcane*), grãos (*cereal*) e outros cultivos temporários (*oth_temp_crops*).

Todas essas variáveis serão mais detalhadas nas próximas seções.

⁸⁶ Veja o Quadro 1 com a comparação dos principais trabalhos de revisão sobre os fatores determinantes do desmatamento.

⁸⁷ A taxa de lotação bovina foi usada como uma proxy para captar a produtividade com a pecuária de corte na medida em que não há uma série histórica ou um conjunto mínimo de dados para todos os municípios da quantidade de @ ou de kg de carne bovina produzida por hectare, para cada município presente na área de estudo. O dado mais próximo que existe é o peso da carcaça bovina produzida, na Pesquisa Trimestral de Abate do IBGE, porém, em escala estadual, considerando somente dados de abate legal e fiscalizados em alguma das estâncias de governo: municipal, estadual ou federal.

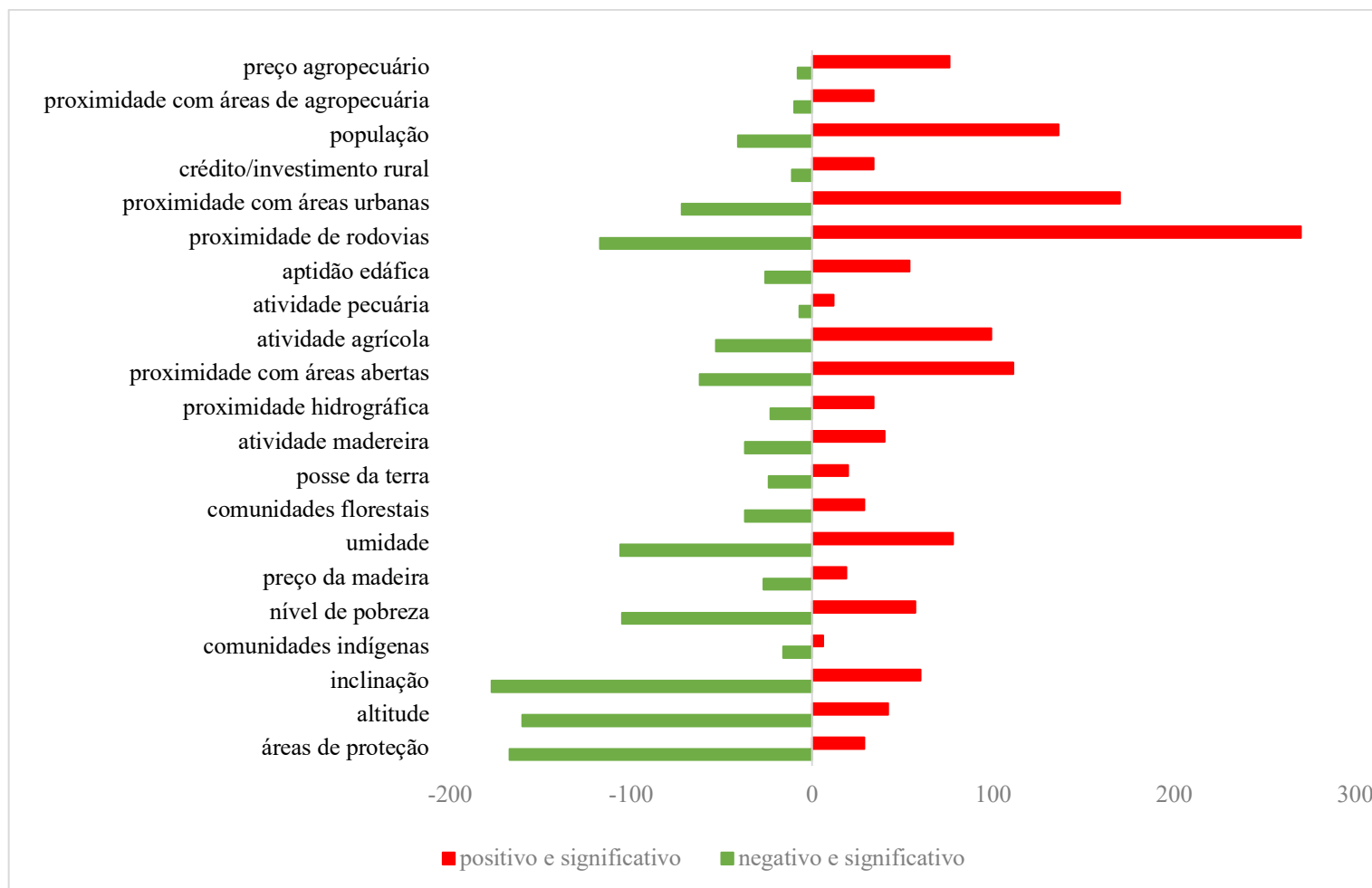


Gráfico 1 - Nível de significância e sinal de cada variável associadas com desmatamento a um intervalo de confiança de 95%.

Fonte: Elaboração própria a partir de dados de Busch e Ferretti-Gallon (2017).

Variável/Fator	Busch e Ferretti-Gallon (2016) – regression level ^a	Busch e Ferretti-Gallon (2016) – study level ^b	Angelsen e Kaimowitz (1999)	Geist e Lambin (2002)	Chomitz (2007)	Rudel et al. (2009)	Angelsen e Rudel (2003)	Pfaff et al. (2013)
Número de estudos	121	121	140	152	-	268	-	-
Características biofísicas								
Altitude								
Inclinação								
Proximidade hidrográfica								
Umidade								
Aptidão edáfica								
Mercado de commodities								
Atividade agropecuária								
Preço agropecuário								
Proximidade com áreas de agropecuária								
Atividade madeireira								
Preço da madeira								
Infraestrutura								
Proximidade de rodovias								
Proximidade com áreas urbanas								
Proximidade com áreas abertas								
Demografia e socioeconômico								
Idade populacional								

Nível educacional								
Tamanho de propriedade								
Comunidades indígenas								
Tamanho da população								
Nível de pobreza								
Crédito/investimento rural								
Pagamento de serviços ambientais (PSA)								
Direitos de propriedade e gestão								
Áreas de proteção								
Aplicação da lei								
Comunidades florestais								
Posse da terra								

	sem significância
	+ desmatamento
	- desmatamento

Quadro 1 - Comparação do nível de significância de variáveis/fatores que influenciam o desmatamento de acordo com diferentes estudos.

Fonte: Elaboração própria a partir de Busch e Ferretti-Gallon (2017).

Nota: (a) 592 análises estatísticas; (b) 121 estudos.

3.3.1.

Uso da terra (*sagr*, *sfor*, *spas* e *soth*)

Os usos da terra foram classificados em quatro grupos. Para agricultura, a variável *sagr* é a relação entre área destinada ao uso com a agricultura do município (i) sobre a área da superfície desse município, para cada ano (t). Para essa variável, o cálculo foi feito a partir dos dados da Pesquisa Agrícola Municipal (PAM) do IBGE (IBGE, 2020b).

A variável *spas* mede a relação entre a área de pastagem e a área total dentro do município. Os dados foram obtidos junto ao LAPIG (LAPIG, 2020).

No caso de outros usos (*soth*), a fonte dos dados foi o Mapbiomas (2020a). E, por fim, o uso floresta *sfor* foi estimado considerando o resultado de área total do município menos as áreas destinadas à agricultura, pastagem e outros usos⁸⁸.

Os dados do LapiG e do Mapbiomas são obtidos por meio de sensoriamento remoto com imagens Landsat 5 (2000-2002), Landsat 7 (2003-2011) e Landsat 8 (2012-2019). Em relação à PAM⁸⁹, os dados são adquiridos através de aplicação de questionário junto a entidades públicas e privadas, a produtores, aos técnicos e órgãos ligados direta ou indiretamente aos setores de comercialização, fiscalização, produção e industrialização de produtos agrícolas (IBGE, 2019; Mapbiomas, 2020b).

No Brasil, além do Mapbiomas, há cinco outras diferentes bases de dados nacionais, que analisam o uso da terra e suas mudanças, para um ou mais usos da terra, considerando os biomas, objeto de estudo da tese: PROBIO e TerraClass, desenvolvidos pelo INPE;

⁸⁸ Não foram considerados as classes agricultura e pastagem do Mapbiomas, porque os dados do Mapbiomas de áreas para agricultura e pastagem podem ser subestimados por causa da existência da classe de mosaico de ocupações que não consegue separar o quanto é para pastagem e o quanto é para agricultura e, em vários municípios, é dado valores muito baixos de agricultura ou zerados quanto se sabe que há algum tipo de agricultura. Provavelmente, as imagens foram classificadas ou como pastagem ou não observadas ou até mesmo classificadas como vegetação secundária. Por isso também, a área floresta foi feita pela diferença entre área total e as áreas de cada classe de terra proposto na tese. Ao mesmo tempo, nota-se que, por causa da frequente cobertura de nuvens nas imagens de satélite da série Landsat serem, na maior parte, no período de cultivo de culturas temporárias de verão, existe, por consequência, uma dificuldade de mapear corretamente a área destinada para a agricultura. Somado ao fato de que, regiões com tamanho de lavouras reduzido possuem alto grau de incerteza no cálculo da área cultivada por dificuldade de separar agricultura dos outros usos do solo. E, por fim, para a agricultura, não há um detalhamento das áreas destinadas aos diferentes cultivos o que ocorre no IBGE e essencial para mensurar as produtividades e preços para lavouras de grãos, outras temporárias, permanentes e cana-de-açúcar.

⁸⁹ Dados do PAM informa as áreas de 64 culturas presentes no país (33, permanentes; 31, temporárias) (IBGE, 2019). Segundo IBGE (2019), o cultivo permanente é definido quando seu ciclo vegetativo é longo, permitindo colheitas sucessivas e sem necessidade de novo plantio. Culturas de curta ou média duração, com ciclo vegetativo inferior a um ano e com necessidade de novo plantio para produzir são denominadas de lavouras temporárias.

Censo Agropecuário e análise de mudanças na cobertura da terra, feitas pelo IBGE; e, por fim, a análise de mudanças no uso da terra da FUNCATE, utilizada nas estimativas de emissões de gases de efeito no inventário nacional. Nem todas as bases possuem série histórica contínua dos usos da terra e sim, determinados anos.

O TerraClass tem o objetivo de qualificar o desflorestamento da Amazônia Legal para os anos de 2004, 2008, 2010, 2012 e 2014, e do Cerrado para os anos 2013 e 2018, sendo executado com o mapeamento de uso e cobertura da terra com o uso de cenas Landsat-5/TM, para Amazônia, e Landsat 8, sensor OLI para o Cerrado. A classificação do uso da terra do TerraClass Amazônia, para cada município, é dada por: vegetação secundária, agricultura anual, pasto limpo, pasto sujo, regeneração com pasto, pasto com solo exposto, mosaico de ocupações, área urbana, mineração, outros, área não observada e desmatamento no ano (Coutinho et al., 2013; MMA, 2015; Almeida et al., 2016). No caso do TerraClass Cerrado, as classes temáticas são divididas em três grandes categorias com divisões: (1) natural: florestal, não florestal (savânico e campestre), não vegetado (bancos de areia, afloramento rochoso) e corpos d'água; (2) antrópico: agricultura (perene e anual), pastagem, silvicultura, mineração, urbano, mosaico de ocupação, solo exposto e outros; (3) não observado: queimadas, nuvens e sombras de nuvens (MMA, 2015, INPE, 2020).

O PROBIO (Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica) foi concebido para analisar o uso da terra em todos os municípios brasileiros, para cada bioma, em 2002, assim como o TerraClass, com o uso de sensoriamento remoto através do uso de imagens Landsat ETM+, numa escala cartográfica 1:250.000. Nesse caso, as categorias de uso da terra foram separadas em: agricultura, agropecuária, água, outros, pastagem, reflorestamento, remanescente e urbano (MMA, 2007a; b; Ferreira et al, 2014).

O IBGE realiza um trabalho de monitoramento de mudanças no uso da terra, em escala estadual e para o Brasil, para os anos 2000, 2010, 2012, 2014, 2016 e 2018, resultante de interpretação de imagens de satélite (Landsat), informações complementares e levantamento de dados em campo. Atualmente, o trabalho classifica as classes de cobertura e uso da terra em: área artificial, área agrícola, pastagem com manejo, mosaico de ocupações em área florestal, silvicultura, vegetação florestal, área úmida, vegetação campestre, mosaico de ocupações em área campestre, corpo d'água continental, corpo d'água costeiro e área descoberta (IBGE, 2020c). Essa análise é feita por meio de processo

de interpretação visual de imagens utilizadas pelo INPE para o PRODES, de séries temporais de imagens Landsat e de NDVI.

E, finalmente, os dados da FUNCATE utilizam as imagens de satélite Landsat numa escala 1:250.000 e resolução espacial de 30m. Ela foi responsável por realizar o mapeamento de uso e cobertura da terra até o terceiro inventário nacional para os anos de 1994, 2002, 2005 (Amazônia) e 2010. A partir do último inventário, usando da mesma metodologia, a tarefa ficou incumbida a Agrosatélite, incluindo o ano de 2016 (MCTI, 2020a).

Os dados de área agrícola da PAM do IBGE são estimados somando todas as áreas destinadas aos cultivos temporários e permanentes e descontando as áreas dos produtos agrícolas com mais de uma safra, nesse caso, diminuem-se da área total agrícola, as áreas destinadas ao milho 2ª safra, ao feijão 2ª e 3ª safras, à batata-inglesa 2ª e 3ª safras e ao amendoim 2ª safra. Além disso, se reduz as áreas voltadas para os cultivos de inverno que são plantados ou em parte ou nas mesmas áreas onde havia cultivos de verão como soja, milho ou arroz. Essas lavouras de inverno são: sorgo, girassol, centeio, aveia, cevada, trigo e triticale. Assim, após essas deduções, se obtém a área final destinada ao uso agrícola^{90/91}, por município e ano.

No tocante aos dados do Mapbiomas, sublinha-se a necessidade de reclassificar e agregar as classes propostas para os usos específicos da tese. O Mapbiomas possui três níveis de desagregação dos dados em que o nível 1 é o mais agregado e o 3, o mais desagregado. Diante da necessidade de classificação de uso da terra para a tese, optou-se pelo nível intermediário de classificação do uso da terra pelo Mapbiomas. Para a classe outros usos, foram somadas as áreas das classes do Mapbiomas: mineração, outra formação não florestal, aquicultura, praia e duna, outras áreas não vegetadas, área urbana, corpos d'água, não observado, salinas e afloramento rochoso. Vegetação secundária, campos (*grassland*) e mangues foram contabilizados como áreas florestais. Esses últimos

⁹⁰ Durante o processo de cálculo, observou-se discrepâncias na série histórica das áreas das safras de milho, feijão e amendoim em determinados locais da área de estudo. Por e-mail, o autor entrou em contato com órgão responsável e confirmou-se que as áreas ditas como primeira safra em alguns casos eram de segunda safra e em outros locais, o oposto. Essa correção foi feita. Além disso, precisou fazer uma interpolação dos dados das safras para os anos de 2009 e 2010 nos municípios paulistanos por não ter sido contabilizados, usando de parâmetro o ocorrido nos anos de 2008 e 2011.

⁹¹ O autor agradece a contribuição dos pesquisadores do IBGE. Octavio Costa de Oliveira e Carlos Alfredo Guedes.

são tipos de vegetações importantes que devem ser protegidas (Jakovac et al., 2020).

De acordo com a Figura 12, há uma baixa participação da área agrícola em relação à área total na maioria dos municípios (menos de 0,05%), nos diferentes anos selecionados. Porém, há um crescimento da importância da agricultura em certas regiões como MATOPIBA, São Paulo e Centro-Oeste brasileiro, em particular, alguns municípios de Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Nesse sentido, esses locais, em relação à área total, possuem participação da área de agricultura acima de 30% em diversos municípios.

Em relação à pastagem, existem menos municípios com baixa participação desse tipo de uso, sobretudo, municípios dos Estados do Amazonas, parte do Acre e do Pará, além de parte do MATOPIBA. Entretanto, no que se refere à última região citada, nota-se crescimento da participação da área destinada à pastagem. Os principais municípios com grandes áreas de pastagem sobre a área total estão em São Paulo e Minas Gerais e, alguns no MATOPIBA e Centro-Oeste brasileiro (Figura 13).

A principal região com taxa com área florestal acima de 90% está nos municípios localizados no Amazonas, Acre e Pará com alta taxa de área de floresta, porém esses locais com taxa acima de 90% já começam a sofrer com uma queda na participação, sobretudo, entre Amazonas e Pará.

No bioma Cerrado, ressaltam-se a presença considerável de municípios com grande presença de área floresta no MATOPIBA e no norte de Minas Gerais. Todavia, assim como na região citada de importância florestal do bioma amazônico, há redução na participação da área destinada à floresta. E, por fim, há uma baixa parcela de área florestal em São Paulo, em 2004, por exemplo, na ordem até 20%, mas há tendência de crescimento desse valor. Em alguns municípios, há valores entre 30 e 40%, em 2019, com um aumento de reflorestamento, observado no período recente (Figura 14).

Em relação aos outros usos, não há grandes mudanças nos municípios da área de estudo. Quando há alguma alteração, isso ocorre em alguns municípios, sendo esparso e percentualmente muito reduzido, sobretudo, por causa do crescimento da área urbana (Figura 15).

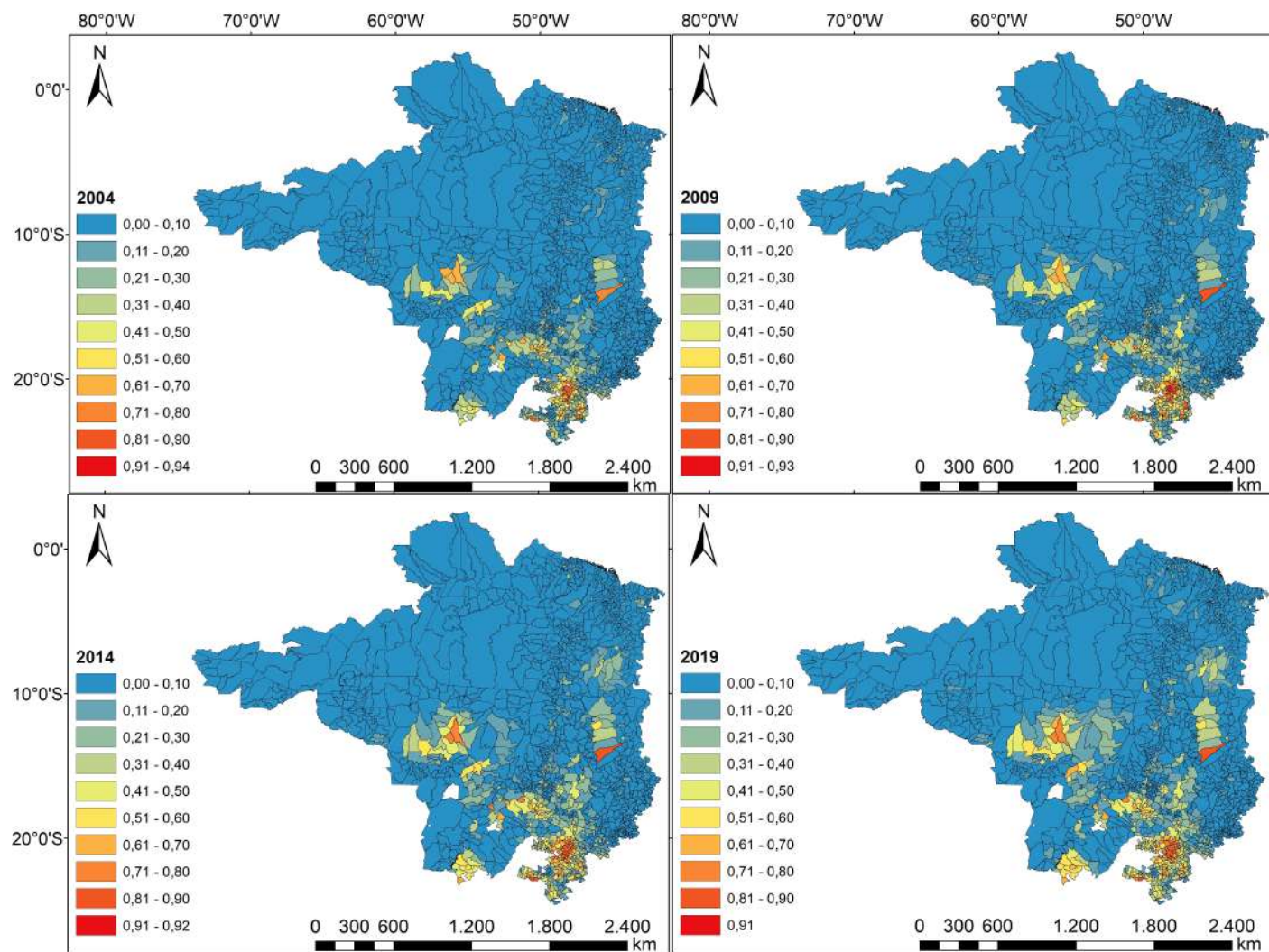


Figura 12 - Evolução da participação da área agrícola sobre a área total do município, em %, na área de estudo, em anos seleccionados (2004, 2009, 2014 e 2019).
Fonte: Elaboração própria.

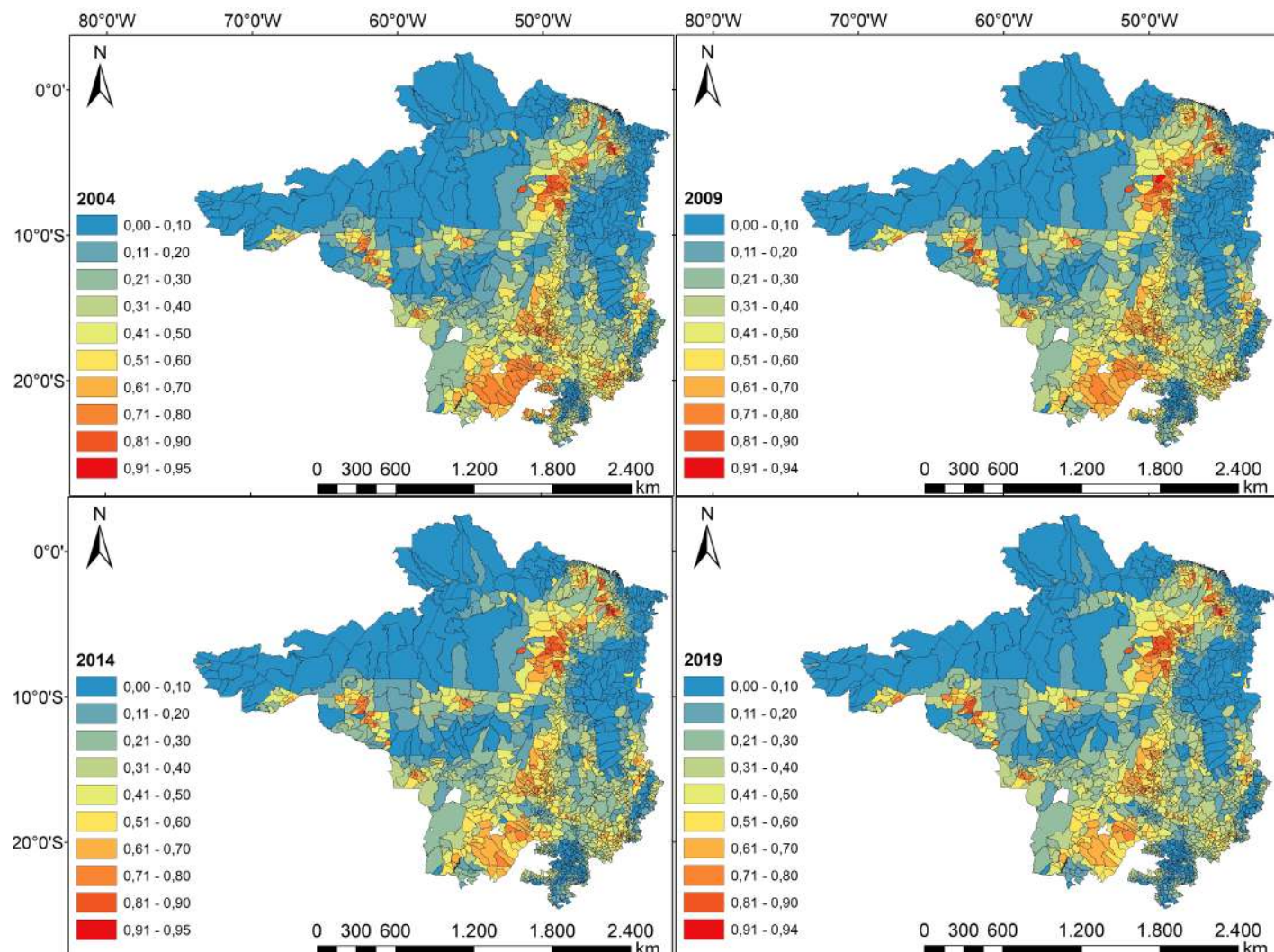


Figura 13 - Evolução da participação da área de pastagem sobre a área total do município, em %, na área de estudo, em anos selecionados (2004, 2009, 2014 e 2019).
Fonte: Elaboração própria.

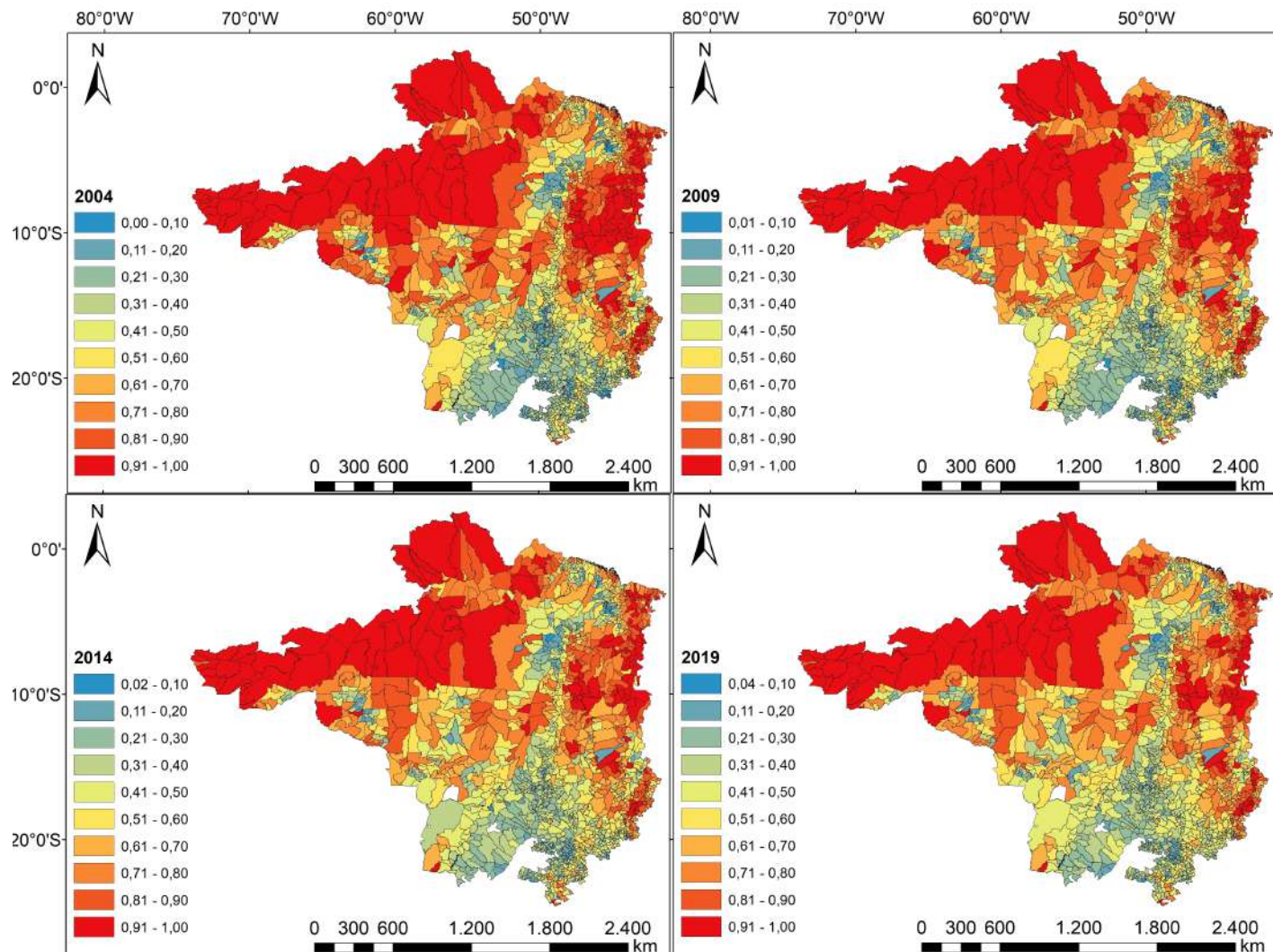


Figura 14 – Evolução da participação da área de floresta sobre a área total do município, em %, na área de estudo, em anos seleccionados (2004, 2009, 2014 e 2019).

Fonte: Elaboração própria.

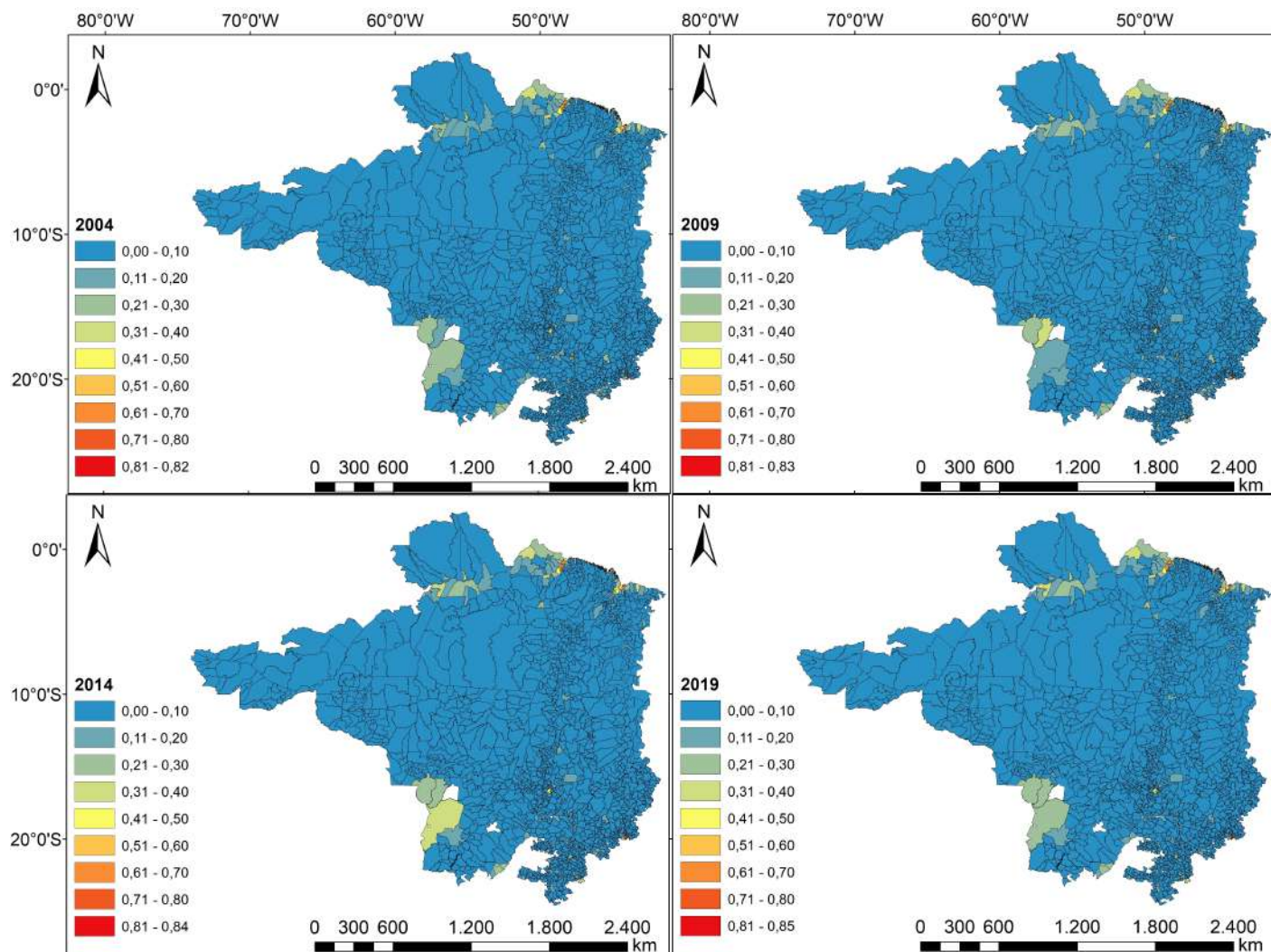


Figura 15 – Evolução da participação da área dos outros usos sobre a área total do município, em %, na área de estudo, em anos selecionados (2004, 2009, 2014 e 2019).
Fonte: Elaboração própria.

3.3.2.

Temperatura e precipitação médias anuais (*average_temperature e precipitation*)

O setor agropecuário brasileiro depende diretamente da temperatura e da precipitação e, conseqüentemente, a análise de mudanças nessas variáveis são importantes, pois afetam a produtividade tanto do animal quanto do cultivo, em diferentes estações do ano (Mendelsohn et al. 1994; Anderson et al 2007; Deschênes & Greenstone, 2007).

Os dados de precipitação e de temperatura no território brasileiro são mensurados através de estações meteorológicas, podendo ser convencionais⁹² ou automáticas⁹³. De modo geral, há poucas estações na região Norte, possibilitando que vários municípios com presença do bioma Amazônia não possuam parâmetros meteorológicos essenciais para a análise da área de estudo proposta na tese, ou falta de estações em alguns municípios no Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, por exemplo, até mesmo em São Paulo.

Diante desse fato, é preciso uma metodologia capaz de resolver esses problemas na medida em que, como salienta Monteiro (2009), para minimizar os riscos no uso agrícola da terra, são necessárias informações meteorológicas, sobretudo de precipitação e de temperatura, para orientar a tomada de decisão do agente econômico.

Ao mesmo tempo, estima-se que as condições climáticas influenciam cerca de 80% da produção agrícola, tornando a agricultura, uma das mais dependentes das atividades econômicas dos fatores climáticos. Os fatores meteorológicos impactam nos processos metabólicos das plantas, em outras palavras, na produção vegetal e nas mais diferentes atividades no campo.

Como sublinham Hoogenbroom (2000), Mavi e Tupper (2004) e Pereira et al. (2007), as principais variáveis meteorológicas que afetam o crescimento, o desenvolvimento e a produtividade das plantas e das culturas são a chuva, radiação solar

⁹² São compostas de vários sensores isolados que registram diversos parâmetros meteorológicos tais como, por exemplo, pressão atmosférica, temperatura, umidade relativa do ar, precipitação, direção e velocidade do vento e radiação solar. Esses registros contínuos são lidos e anotados por um observador em intervalos e depois enviados a um centro coletor (INMET, 2019a).

⁹³ Numa estação automática, cada uma possui uma unidade de memória central denominada *data logger*, ligada a inúmeros sensores dos parâmetros meteorológicos que integra os valores a cada minuto e disponibiliza os registros automaticamente a cada hora (INMET, 2019b).

e temperatura.

No caso da tese, será proposto o uso de duas dessas variáveis de maior relevância, sem deixar de citar a importância da influência da evapotranspiração, umidade do ar e do solo, da velocidade e da direção do vento e do fotoperíodo, porém pela restrição de dados, não serão aplicados na modelagem proposta no trabalho (Hoogenboom, 2000; Mavi e Tupper, 2004; Pereira et al., 2007).

Todavia, não somente os cultivos são influenciados pelas condições meteorológicas, mas também os animais e, com isso, a produção de produtos animais como a carne bovina, salienta Pereira et al. (2007). Nesse caso, essas variáveis são fatores exógenos que comprometem a fecundidade, a gestação, a eficiência reprodutiva dos animais e, durante a vida, amplia o estresse físico do animal, diante de alterações no conforto térmico. Essas mudanças alteram o ganho de massa corporal (produção da carne – gado bovino), e da quantidade de leite (vacas leiteiras) e de ovos (aves), além da qualidade desses produtos (Pereira et al., 2007).

Indiretamente, as variáveis climáticas, em particular, temperatura, precipitação e radiação solar, são também responsáveis por mudanças no vigor das pastagens⁹⁴ – principal alimento do gado bovino – alterando a qualidade e quantidade da forrageira para o animal (Pereira et al., 2007).

No Gráfico 2, há a evolução do conforto diário térmico do gado no município de Corumbá – segundo maior rebanho bovino do país, no Mato Grosso do Sul, entre 2010-2019. Percebe-se que, no Gráfico 2, existem, em vários momentos, valores acima do máximo tolerado para dar um conforto térmico mínimo, a fim de garantir as boas práticas para a produção de carne bovina ou de leite e a saúde do animal. Soma-se ao fato de haver, em diferentes momentos, situações alarmantes e de estágio de perigo, arriscando o bem-estar animal, qualidade dos produtos gerados pela bovinocultura e sobrevivência do animal.

⁹⁴ A gramínea também sofre alterações diretas, já que seu crescimento e produtividade assim como qualquer cultivo, como visto anteriormente, para o caso agrícola, pode ter mudanças relevantes. Isso mostra também que, independente do sistema de produção de carne bovina, todos são afetados pelas variáveis climáticas, já que sistemas mais intensivos dependem de produtos agrícolas para alimentação animal (subprodutos da soja, milho etc.). Logo, principalmente, temperatura e precipitação são variáveis extremamente relevantes tanto para pecuária quanto para a agricultura, independente do tipo de sistema produtivo.

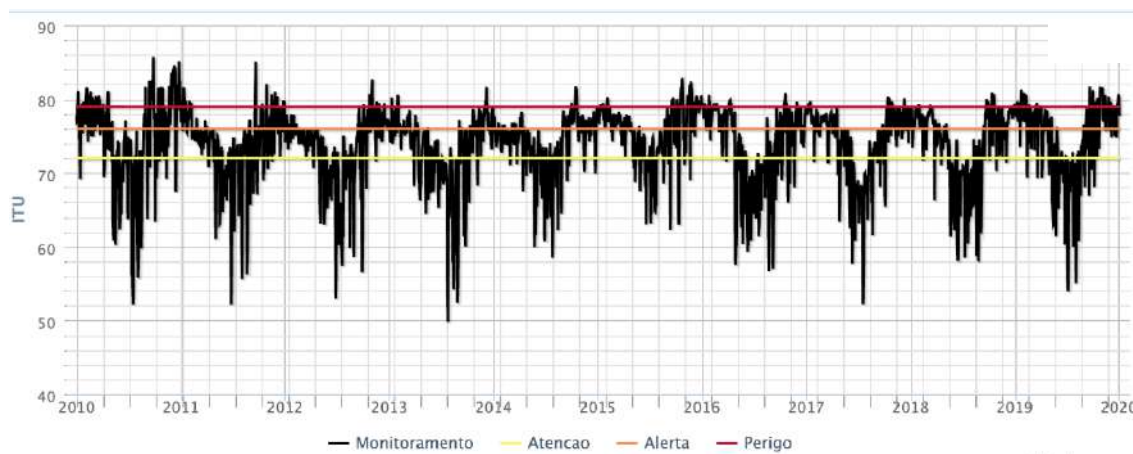


Gráfico 2 - Conforto térmico bovino, em ITU1 – município de Corumbá (MS) - 2010-2019.

Nota: (1) ITU – Índice de temperatura e umidade. Esse índice mostra a condição de conforto térmico do animal. No caso do gado bovino, estima-se que valores de ITU superiores a 72 impõem desconforto ao animal. Valores muito altos podem pôr em risco tanto a saúde do animal quanto a sua existência. Esse índice é calculado pela equação: $ITU = Tbs + 0,36 \cdot Tpo + 41,2$, em que: Tbs é a temperatura de bulbo seco (°C) e Tpo é a temperatura do ponto de orvalho (°C).

Fonte: INMET, 2021.

Os dados de precipitação e de temperatura foram obtidos através da EMBRAPA⁹⁵, por meio do sistema Agritempo⁹⁶ (Embrapa, 2021) – banco de dados com mais de 1.250 estações com dados de temperatura e precipitação – e estimativas espaciais de precipitação através do *website*, Hidroestimador, do Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC) – dados estimados para todo o território nacional, a partir do cruzamento de imagens de radar *doppler* com imagens de satélite GOES-12, com a formação de estações virtuais⁹⁷ (Evangelista et al., 2003; Romani et al., 2007). Esse sistema apresenta um acerto de até 95% para não chuva e de 75% no caso de ocorrência de precipitação, além de um acerto superior a 85% para temperatura.

Apesar dessa metodologia proporcionar dados para diversos municípios, existe a ausência de informação, em alguns anos do período proposto no estudo e, às vezes, uma quantidade de municípios que não possui nenhuma informação de temperatura e de

⁹⁵ O autor agradece ao pesquisador Silvio Roberto Medeiros Evangelista, da Embrapa Informática Agropecuária, que colaborou com os dados de precipitação e temperatura, disponibilizando-os, em corte municipal e para todos os anos e meses em relação ao período de 2004-2019. Além disso, o pesquisador colaborou com referências bibliográficas sobre o tema.

⁹⁶ Sistema de Monitoramento Agrometeorológico mantido pela Embrapa Informática Agropecuária e pelo Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura (Cepagri) da UNICAMP.

⁹⁷ Estação virtual corresponde a uma estação fictícia criada no banco de dados com coordenadas relacionadas a um município ou distrito brasileiro. A metodologia usada propiciou a criação de mais de 9.000 pontos correspondentes à totalidade municípios e distritos do Brasil. No caso das regiões Centro-Oeste e Norte foram incluídos mais pontos, aumentando as estações virtuais para aproximadamente 10.000, devido a um número reduzido de estações devido aos municípios de grande extensão (Romani et al., 2007).

precipitação⁹⁸.

Com isso, é preciso estimar esses dados ausentes por meio de algum método baseado em técnicas geoestatísticas. Aliás, a presença de falhas, humanas ou nas estações, numa série temporal é muito comum e assim existe dificuldades de se obter dados meteorológicos em diversos municípios (Oliveira et al., 2010; Fante & Sant'Anna Neto, 2013; Mello et al., 2017; Diaz et al., 2018; Machado & Assis, 2018; Vieira et. al, 2018).

Os métodos para o preenchimento de falhas ou ausência de dados meteorológicos dentro da literatura são: média aritmética, ponderação regional, regressão linear simples ou múltipla, ponderação regional com base em regressões lineares ou métodos de krigagem. Quando o percentual de falhas ou ausência de dados é maior que 5%, o uso de estações vizinhas ou métodos regressivos deve trazer os melhores resultados para a simulação de dados climáticos ausentes do que média aritmética ou ponderação espacial, por exemplo (Kemp et al., 1983; Acock & Pachepsky, 2000; Allen & Degaetano, 2001; Bier & Ferraz, 2017; Machado & Assis, 2018).

No caso da média aritmética, é muito aplicada em caso de falhas em determinados anos e com necessidade de dados sem falha sequencial acima de três anos em todos os municípios (Tung, 1983; Vieira et al., 2018). Além disso, segundo Teegavarapu & Chandramouli (2005), essa ausência de dados deve ser inferior a 10%. A média aritmética pode ser móvel, ou seja, considerando a média de uma série de dados anteriores (três ou mais anos) ao ano do dado que não possui valor e, com isso, reduzir a possibilidade de haver influência de valores extremos seja na precipitação seja na temperatura. Todavia, as condições para se obter bons resultados são as mesmas da média aritmética simples (Ventura et al., 2016; Machado & Assis, 2018).

O método de ponderação regional consiste em associar a média das variáveis ponderada pela distância das estações meteorológicas vizinhas. Essa distância pode ser também feita usando o inverso do quadrado da distância. Esse método do inverso da distância ao quadrado é um dos mais empregados para mensurar precipitação junto com o método de regressão linear (Teegavarapu & Chandramouli, 2005; Machado & Assis, 2018).

⁹⁸ Os dados do Agritempo consideram também os dados do INMET. A quantidade de dados do INMET para os municípios da área de estudo é bem inferior aos dados da Agritempo, por isso nem foi usada essa base de dados.

Já os métodos de krikagem estima os dados ausentes a partir de amostras vizinhas. Os valores estimados são obtidos através de estimativas por médias móveis dos valores vizinhos distribuídos no espaço e o uso de um semivariograma que relaciona a dependência espacial dos dados (Landim & Sturaro, 2002; Carvalho & Assad, 2005). Esse método é muito bem avaliado, porém demanda uma quantidade de informações das estações vizinhas para mensurar bem os dados ausentes o que às vezes não ocorre com a base de dados existente, como, por exemplo, a falta de dados suficientes de estações meteorológicas, em 2004, para Rondônia. Logo, essa metodologia foi descartada.

O uso da regressão simples ou múltipla correlaciona uma ou mais de uma variável independente em relação à variável dependente, no caso da tese, precipitação e temperatura. Esse tipo de método é muito empregado dentro da literatura e apresenta melhores resultados se comparado com os outros métodos para essas variáveis climáticas, conforme mostram os trabalhos de Ventura et al., (2016), Yaguchi et al. (2016); Bier & Ferraz (2017); Mello et al. (2017); Machado & Assis (2018). Ressalta-se aqui, para esses trabalhos, os resultados obtidos com esse método foram muito bons para o preenchimento da falta de dados.

Quando há falta de dados em municípios sem dados para nenhum ano, como ocorre também na tese, foi empregado o método de Pinto & Alfonsi (1974) e testado em outros estudos como: Cruz et al. (2013), Fante & Sant'Anna Neto (2016) e Machado & Assis (2018), por exemplo. Esses trabalhos determinaram temperatura ou precipitação do período, a partir da série de dados existentes de todas as estações meteorológicas a partir de dados de altitude, longitude ou latitude.

Com isso, optou-se pela última metodologia para resolver os problemas com os dados climáticos ausentes na base de dados: regressão linear múltipla considerando altitude, latitude e longitude como variáveis explicativas. Na literatura, existem outras possibilidades de variáveis explicativas como: evapotranspiração, umidade relativa, entre outras (Teegavarapu & Chandramouli, 2005), porém não há esses dados para todos os municípios com dados climáticos, por isso, optou-se pelas três variáveis acima.

Normalmente, em todos os trabalhos citados, o limite espacial para os dados é estadual ou bacia hidrográfica, ou seja, estima-se a ausência de dados de um determinado município com todos os dados climáticos existentes nos municípios presentes de um determinado Estado ou de uma bacia hidrográfica. Por exemplo, em Cruz et al. (2013), o Estado de Sergipe ou em Machado & Assis (2018), a bacia hidrográfica do Rio das

Velhas, em Minas Gerais. A tese fez o mesmo procedimento para estimar temperatura e precipitação.

Logo, para os dados ausentes, para cada ano, foi estimada regressão múltipla para cada variável dependente considerando os dados existentes no mesmo ano, para cada Unidade da Federação⁹⁹. De maneira geral, obteve-se bons resultados comparando os dados climáticos estimados pelas regressões para a maioria dos anos, as grandes diferenças ocorreram quando houve uma quantidade muito baixa de dados usados na estimação.

Resumidamente, os coeficientes de determinação ajustado (R^2 ajustado), um dos parâmetros para analisar a qualidade dos resultados, segundo o preconizado pela literatura, foi sempre acima de 0,88, em todas as regressões.

Outro parâmetro para averiguar se o método empregado apresentou bons resultados é comparar os dados estimados a partir da regressão e dados para cada uma das variáveis dependentes, para cada Estado e cada ano com ausência de dado.

Para a temperatura média mostrou-se uma oscilação dos valores de: -4,4% a 1,1% (2004-2009), para o Amazonas; de -3,2% a 4,9% (2004-2016), para o Mato Grosso; de -7,3% a 11,7% (2004-2017), para o Piauí; de -10,8% a 8,3% (2004-2017), para Rondônia; de -19,4% a 1,6% (2004-2017), para o Mato Grosso do Sul; de 7,9% a -2,6% (2004-2017), para o Pará; de -7,2% a 5,8% (2004-2017), para o Maranhão; de -0,03% a 0,06% (2004-2017), para Goiás; de -3,4% a 9,1% (2004-2017), para São Paulo; de 0,01% a 16,8% (2004-2017) para Minas Gerais; de -13% a 3,9% (2004-2017), para Tocantins.

No caso da precipitação, os resultados da comparação mostraram uma variação de: cerca de 29% (2004 e 2005), para o Amazonas; de -3% a 26,8% (2004-2016), para o Mato Grosso; de -61,6% a -2,5% (2004-2017), para o Piauí; de -80,5% a 17,2% (2004-2017), para Rondônia; de -9,7% a 21,5% (2004-2017), para o Mato Grosso do Sul; de -33,4% a 2,9% (2004-2017), para o Pará; -10,7% a 9,5% (2004-2017), para o Maranhão; de -18% a 13% (2004-2017), para Goiás; de -33,3% a 30,4% (2004-2017), para São Paulo; de -10,5% a 18,7% (2004-2017), para Minas Gerais; de -17,5% a 4,5% (2004-2017), para

⁹⁹ Somente os seguintes estados tinham falta de dados em determinados anos ou algum município sem nenhum dado climático: Amazonas (7 municípios), Mato Grosso (49 municípios), Mato Grosso do Sul (14 municípios), Piauí (13 municípios), Rondônia (48 municípios), Pará (57 municípios), Maranhão (61 municípios), Goiás (75 municípios), São Paulo (117 municípios), Minas Gerais (78 municípios) e Tocantins (32 municípios). Com isso, cerca de 31,6% dos municípios presentes na área de estudo não tiveram pelo um dos dados climáticos no período 2004-2019.

Tocantins.

A alta variabilidade entre precipitação estimada e real se deve a natureza do fenômeno. Como salientam Goovaerts (2000) e Fuckner et al. (2007), a precipitação apresenta alta variabilidade espacial em virtude de diferentes fatores como: altitude, movimentação de massas de ar, microclimas, umidade relativa do ar etc. Com isso, para estudos futuros, esse tipo de metodologia de estimação deve adicionar outras variáveis explicativas na regressão.

Sinteticamente, os mapas de temperatura média anual (Figura 16) mostram um aumento da temperatura ao longo do período com uma maior quantidade de municípios com temperaturas mais elevadas na região norte do país onde há maior concentração de florestas na área de estudo. Um dos motivos que pode explicar esse incremento da temperatura é mudanças climáticas e, apesar da queda no desmatamento, salientada no capítulo 2, a destruição da floresta também contribui com aumento da temperatura. O passado condena. Em 2004, a temperatura média da área de estudo era 24,29°C, para os municípios, uma variação de temperatura entre 18,49°C e 29,77°C. Em 2019, esse valor passou para 26,02°C e a oscilação entre os municípios de 17,49°C a 29,77°C.

No caso da precipitação, os mapas da Figura 17 mostram uma variabilidade na precipitação média anual. Há uma alta pluviosidade em 2009 e 2019 na região Norte e Centro-Oeste e menor, em 2004 e 2019. Essa oscilação na precipitação gera imprevisibilidade para a atividade agropecuária e com isso, a possibilidade de impactos importantes na produtividade dos cultivos e das forrageiras. Consequentemente, possíveis mudanças nos preços desses produtos e nos ganhos obtidos com essas atividades, aumentando o risco e as incertezas.

Em 2004, por exemplo, a média da precipitação anual na área de estudo foi de 1.569,35 mm/ano. Em 2009, houve um aumento de 27,6%, indo para 2.002,72 mm/ano. Em 2014, voltou ao nível de 2004, 1590,34 mm/ano. E, por fim, em 2019, uma nova redução. A precipitação estimada foi de 1.374,33 mm/ano e uma queda na ordem de aproximadamente 12,4% em relação à 2004. A nível municipal, em 2004, a pluviosidade oscilou de 321,47 mm/ano a 4.146,87 mm/ano. Já, em 2019, essa variação foi de 289,04 mm/ano a 3.716,68 mm/ano, intervalo inferior ao de 2004.

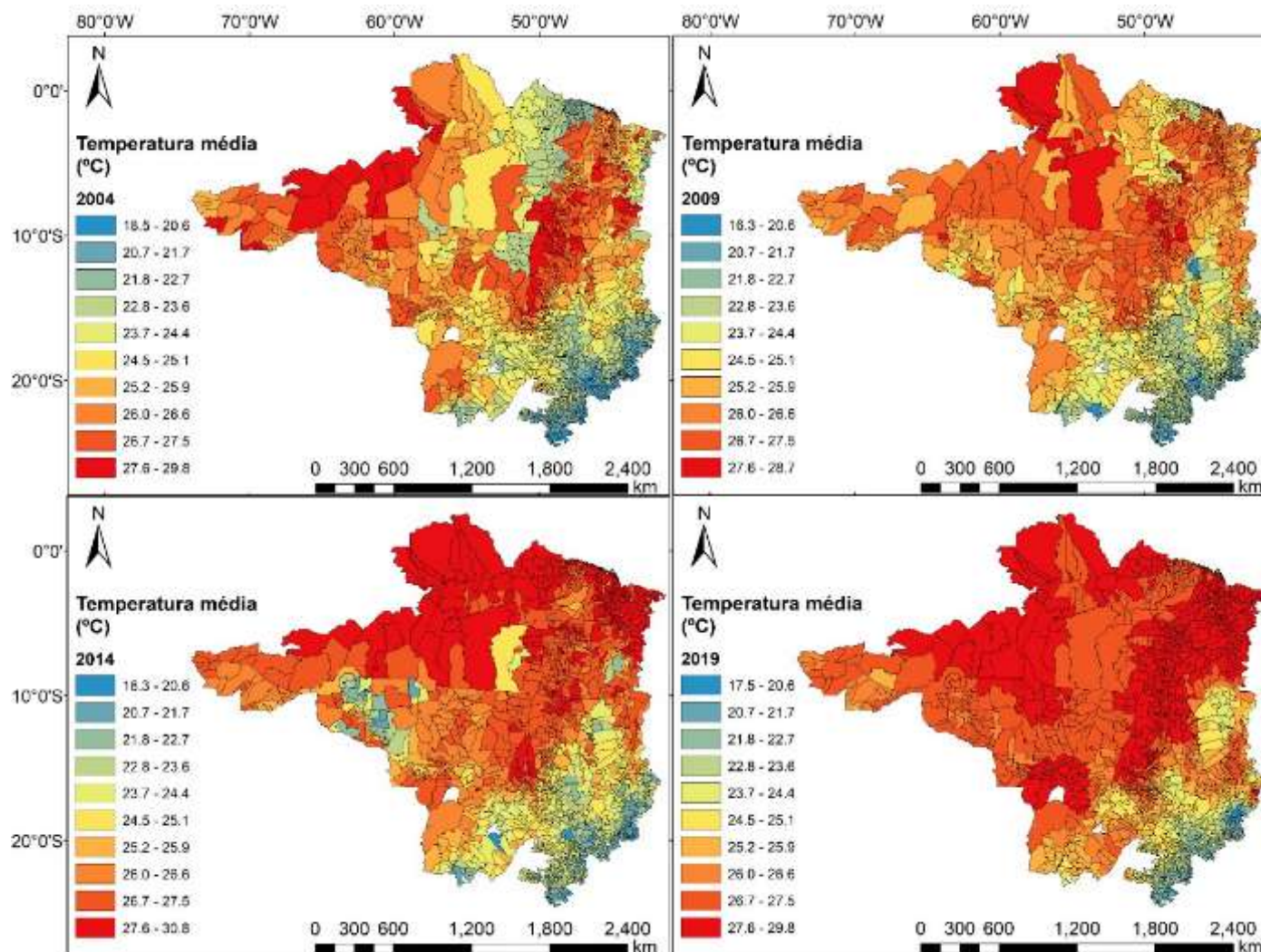


Figura 16 – Evolução da temperatura média anual de cada município, em °C, na área de estudo, em anos selecionados (2004, 2009, 2014 e 2019).
Fonte: Elaboração própria.

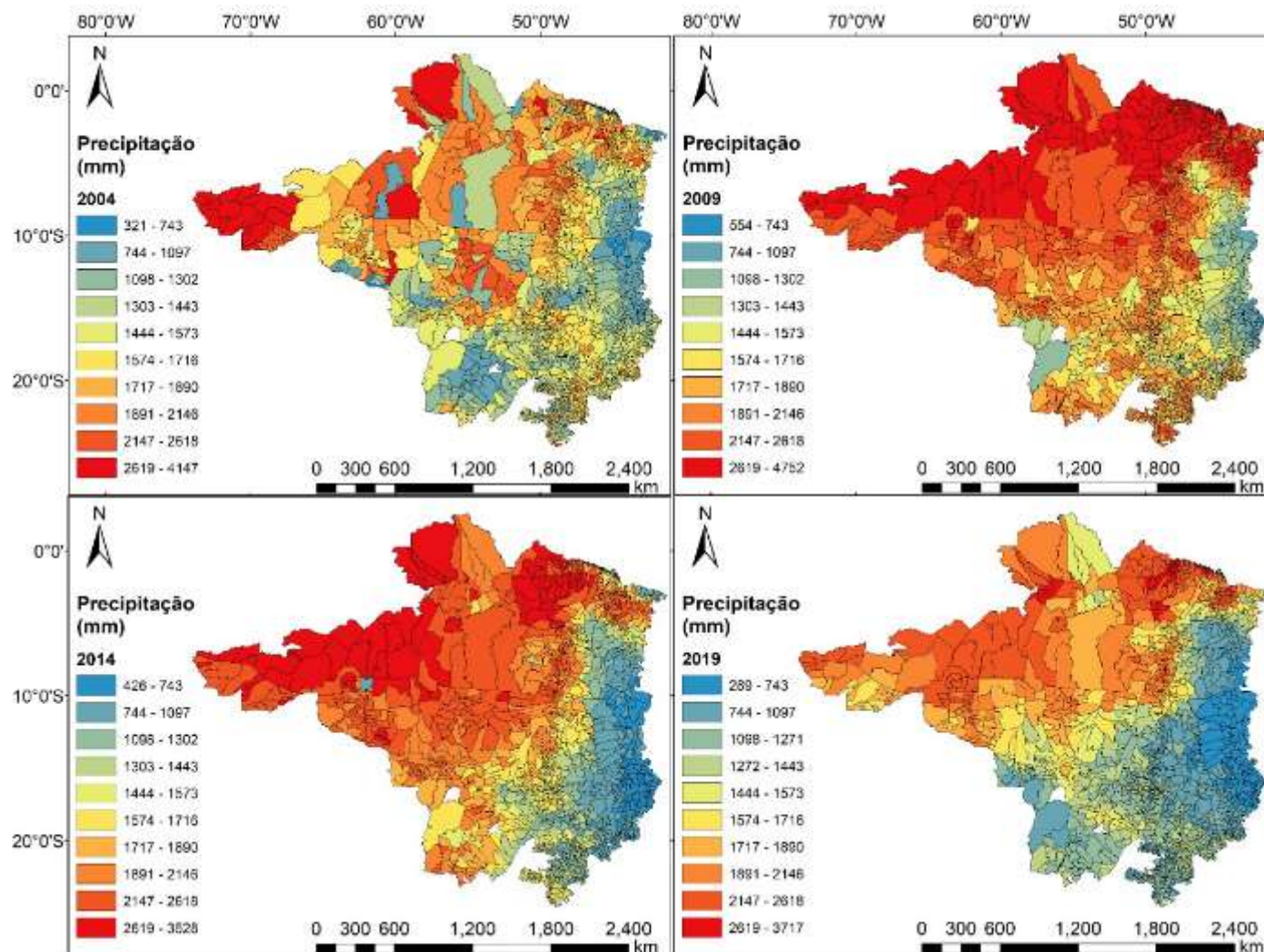


Figura 17 – Evolução da precipitação média anual de cada município, em mm, na área de estudo, em anos selecionados (2004, 2009, 2014 e 2019).
Fonte: Elaboração própria.

3.3.3.

Preço recebido pelo produtor pela carcaça bovina (*meat_price*)

Infelizmente, não há disponibilidade de séries históricas de preços da carne – carcaça bovina – ou seja, o preço obtido após o abate, em nível municipal.

No Brasil, existem dados do preço do boi gordo – preço do animal antes do abate. Esse preço é dado por um conjunto restrito de mercados espalhados pelo território brasileiro. Dentro da área de estudo, há 25 mercados de boi gordo, como mostra a Figura abaixo.

Os mercados se encontram próximos dos matadouros e frigoríficos¹⁰⁰, inclusive o preço referência para mensurar o preço da carne para esses estabelecimentos é o preço do boi gordo e os vinte maiores rebanhos bovinos do país estão próximos desses estabelecimentos (Figura 18 e Figura 19).

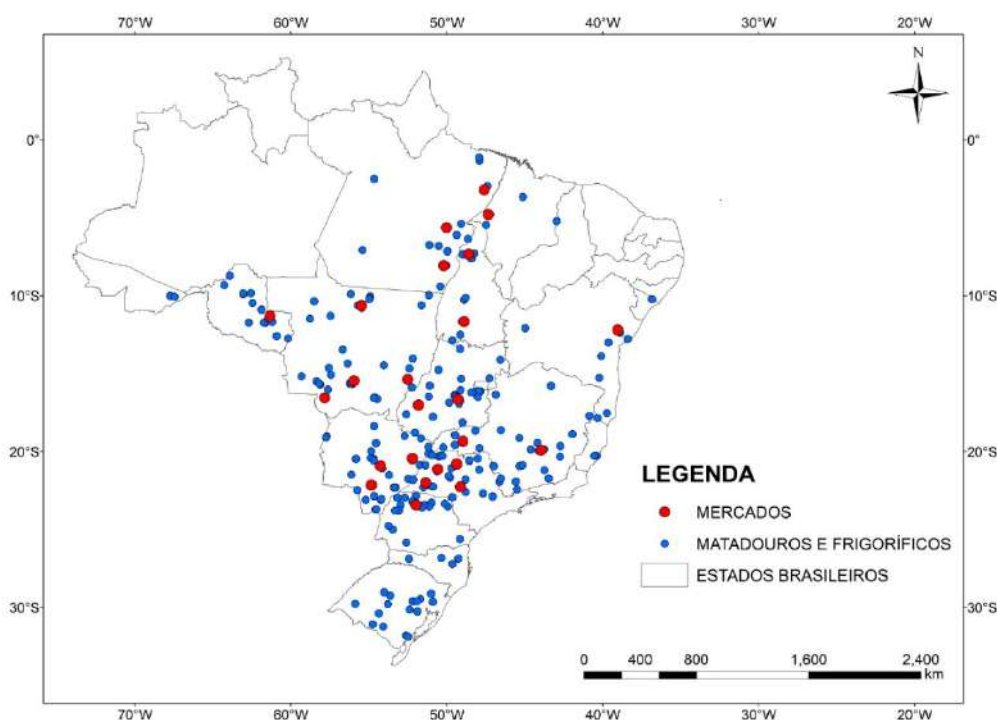


Figura 18 – Mercados de boi gordo dentro ou próximo da área de estudo e os matadouros e frigoríficos no país.

Fonte: Elaboração própria.

¹⁰⁰ Esse fato já ocorre desde da chegada dos primeiros estabelecimentos desse tipo como observado no segundo capítulo da tese.

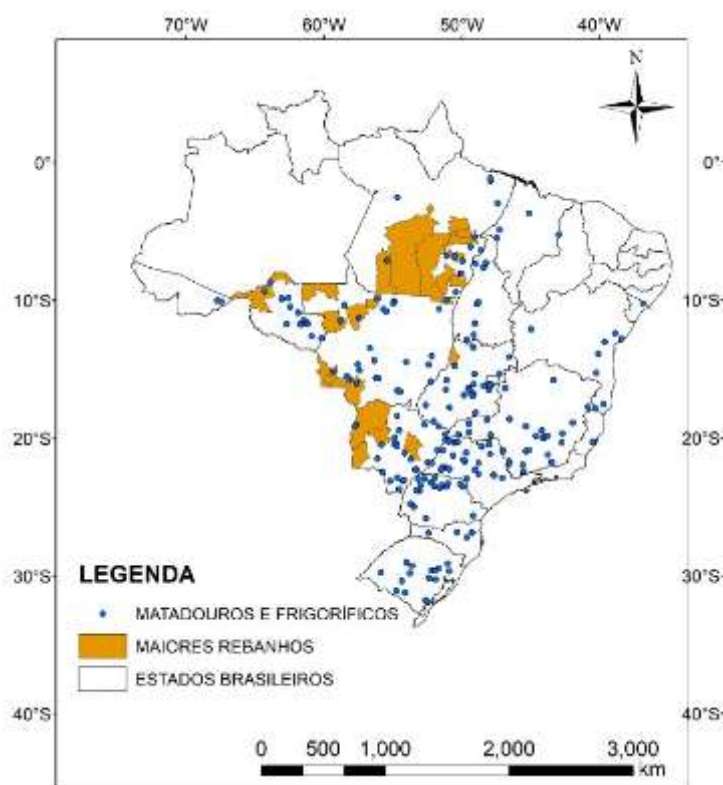


Figura 19 – Localização dos 20 maiores rebanhos bovinos no país, em 2019, e os matadouros e frigoríficos do país.

Fonte: Elaboração própria.

Para estimar os preços recebidos pelo produtor após o abate, foram consideradas as seguintes condições:

(1) O produtor do município i escolherá o preço do boi gordo do mercado mais próximo do município i , assim, ele minimizará a distância entre porteira e o mercado/frigorífico e consequentemente, terá custo mínimo de frete¹⁰¹ e maior ganho com o preço após o abate. Cada mercado foi considerado como o centroide de seu respectivo município. No caso dos mercados Triângulo Mineiro e Sul de Goiás foram considerados, respectivamente, os municípios Prata e Caiapônia, como referência para mensurar a distância em relação aos mercados. O motivo é por serem os municípios mais centrais desses mercados.

Também se considera que o produtor tem a intensão de abater bovinos de forma legal em frigoríficos e abatedouros com certificação municipal, estadual ou federal. Sabe-

¹⁰¹ “[O frete do boi gordo] é arcado pelos frigoríficos, que geralmente possuem uma frota própria e embutem no preço pago aos produtores o custo por esse transporte.” (Moita & Golon, 2014). Nos Estados Unidos, o preço pago pela carne é uma função decrescente da distância entre a fazenda e o frigorífico (Bailey et al., 1995).

se a existência de abate ilegal, porém ele é muito pequeno e caiu, nos últimos anos, devido à importância do mercado de carne bovina para atender uma demanda externa extremamente criteriosa e uma demanda interna atenta ao consumo seguro desse tipo de produto.

De acordo com dados da ABIEC (2021), o percentual do abate não fiscalizado, em 2020, foi de 28%. No final dos anos 90, de acordo com a mesma instituição, esse valor era de cerca de 50%. CEPEA/Esalq estimou, em 2019, entre 3 e 14% da carne abatida não fiscalizado, considerando somente os Estado do Mato Grosso, Pará e Rondônia (CEPEA, 2019). Esse tipo de gargalo na fiscalização gera perda de 15 bilhões de reais aos cofres públicos em tributos. Ao mesmo tempo, grande parte desse abate é feito, dentro das fazendas, para consumo próprio e não, para venda (Bloomberg Línea, 2021);

(2) Diante da importância de atender às restrições fitossanitárias e de evitar danos ao animal no transporte e, com isso, evitar maiores perdas de peso até a chegada ao frigorífico, aplicou-se neste cálculo critérios compatíveis com as boas práticas de transporte de animais. O transporte, sobretudo rodoviário, em condições desfavoráveis, leva a morte dos animais, gera contusões, estresse ao animal e perda de peso (Tseimazides, 2006; Dalla Villa et al., 2008). Ou seja, o mau transporte cria prejuízos econômicos ao produtor. Ao mesmo tempo, durante o transporte, o não-cuidado com animal, com a privação de alimento e água altera o peso do animal.

Segundo Warriss (1990) e Knowles (1999), as primeiras 24h sem o devido cuidado se perde entre 0,75% e 11% do peso vivo. Existe uma razão direta da perda de peso com o tempo de transporte (Warriss et al., 1995). No Brasil, estima-se que as perdas de peso entre 8% e 10% em viagens acima de 8 horas (Scot Consultoria, 2020a). Dois detalhes relevantes: a péssima condição da infraestrutura rodoviária no Brasil que amplifica as perdas de peso, as lesões e o estresse do animal e a qualidade da mão-de-obra no transporte (Franco, 2013). Por sinal, problemas dessa natureza já eram vistos durante o processo de produção de carne bovina e seus derivados desde o período colonial, conforme descrito no capítulo dois da tese.

As duas principais fórmulas de cálculo da área mínima a ser ocupada no transporte por animal baseada no seu peso vivo, considerando seu bem-estar, são: a da FAWC (*Farm Animal Welfare Council*) e a de AWAC (*Animal Welfare Advisory Committee*). A primeira é dada por: $A = 0,0021 * P^{0,67}$ e a segunda é: $A = 0,01 * P^{0,78}$ (Knowles, 1999). Ambas as equações foram usadas para mensurar a área mínima por animal. Além disso, considerou-se perda mínima no transporte de 8%, de acordo com a Scot Consultoria

(2020a).

(3) O peso animal foi estimado fazendo a média do peso obtido com a abate, segundo a Pesquisa Trimestral de Abate do IBGE (IBGE, 2021a), para somente os Estados da área de estudo, no período de 1998-2019, e multiplicado pelo rendimento de carcaça estimado para gado a pasto para o Brasil pela Scot Consultoria (2020b). Grande parte do rebanho no país na área de estudo é alimentado com forrageiras por meio de pastagem, cerca de 97% do total do rebanho bovino e o restante é confinamento (Anualpec, 2018; ABIEC, 2021). Normalmente, o rendimento da carcaça do boi abatido em sistema a pasto é de 52% (Yatabe, 2004; Urso, 2007; Scot Consultoria, 2020b). O rendimento de carcaça para confinamento no Brasil, por exemplo, é maior, estimado em 54% (Scot Consultoria, 2020b). Com isso, o peso médio do animal vivo, na região de estudo, proposto é de 475,26kg/gado¹⁰². A partir das equações de área mínima, obteve-se resultados parecidos, cerca de 20 animais vivos/caminhão.

(4) O principal tipo de transporte de animais vivos é caminhão truck com 2 eixos cuja capacidade é de 25,44m² (10,6 x 2,4) (Franco, 2013). Segundo Scot Consultoria (2020a), as estimações da densidade de carga média no Brasil está entre 390 e 410 kg/m². Esses valores não estão muito distantes da estimada pelo trabalho. Na tese, de acordo com as boas práticas de transporte, a densidade estimada média foi de 372,87 kg/m². Segundo Tarrant et al. (1992), a densidade não pode ser superior a 550kg/m² a fim de evitar lesões e estresse durante o transporte. Então, a densidade estimada média está abaixo da densidade máxima.

(5) O próximo passo foi estimar o custo com o frete. A tabela de frete proposta pelo governo pela Resolução nº 5.923/2021 (BRASIL, 2021) foi usada, sendo aplicado o INCT – índice nacional de custos de transporte, como deflator para estimar o valor mínimo de frete para anos anteriores a 2021. Como se trata de gado, o tipo de frete é carga geral cujo valor do deslocamento (CCD) é R\$ 1,9861/km e de carga e descarga (CC), R\$ 206,83 (BRASIL, 2021). O INCT aplicado, observando o valor do índice no final do ano, foi para carga lotação, de acordo com o tipo de produto, variando pela distância, como mostra a Tabela 3.

¹⁰² Para pesquisa futura, na metodologia, o autor pensa em fazer o peso do animal vivo por Estado usando a mesma base de dados e consequentemente, o número de animais transportados. Pretende-se também variar o rendimento da carcaça a nível estadual.

período	 muito curta	 curta	 média	 longa	 muito longa
2004	115,03	115,81	116,10	116,23	116,20
2005	118,66	120,45	121,05	121,72	121,98
2006	118,32	118,38	118,41	118,19	117,98
2007	122,16	122,35	122,38	122,26	122,14
2008	130,89	132,43	133,00	133,44	133,55
2009	131,33	132,37	132,66	133,00	133,13
2010	140,84	140,98	141,04	140,81	140,58
2011	147,33	146,81	146,63	146,08	145,70
2012	156,69	158,26	158,91	159,22	159,20
2013	166,25	169,70	171,06	172,20	172,55
2014	175,11	178,73	180,12	181,37	181,80
2015	190,91	194,80	196,35	197,58	197,33
2016	202,26	203,65	204,26	204,22	203,94
2017	206,31	210,45	212,03	213,48	213,98
2018	218,31	220,40	221,31	221,55	221,37
2019	239,03	241,17	242,01	242,32	242,21
2020¹	249,83	245,87	244,55	241,50	238,58

tipo de distância	faixa
muito curta	0-50 km
curta	50-400 km
média	400-800 km
longa	800-2.400 km
muito longa	2.400-6.000 km

Tabela 3 - Índice Nacional de Custos de Transporte – carga de lotação – 2004-2020 por diferentes tipos de distância.

Fonte: Elaboração própria a partir de NTC&Logística (2021).

Nota: (1) agosto de 2020.

(6) Por dificuldades de acesso a toda a série histórica disponível de preço do boi gordo, já que o CEPEA disponibiliza somente para os mercados no Estado de São Paulo (Araçatuba, Bauru, São José do Rio Preto, Presidente Prudente e São Paulo BM&F) para todos os anos do período, e para os outros mercados, a FNP pode disponibilizar somente uma parte do período de forma gratuita (2007-2015)¹⁰³ (Gráfico 3), houve a necessidade de estimar os outros anos para os mercados fora de São Paulo BM&F¹⁰⁴.

Dentro da literatura (Zen, 1999; Gaio et al., 2006; Zilli et al. 2008), propõe-se o uso da ferramenta de análise de séries temporais, em particular, o teste de causalidade Granger cujo conceito é saber se, por exemplo, os preços do boi gordo de São Paulo podem

¹⁰³ O autor agradece os dados fornecidos pela FNP: Ary Tranquilini e Grazielle Gonçalves.

¹⁰⁴ Essa parte de estimação dos preços do boi gordo, sobretudo, a parte de análise de séries temporais teve a colaboração conjunta do pesquisador da FGV e doutorado pelo Departamento de Economia da UERJ, Carlos Henrique Dias.

influenciar os preços de outro mercado. Esse teste verifica se uma série temporal ajuda a prever outra série temporal e vice-versa (Granger, 1969; Hamilton, 1994; Gujarati & Porter, 2011).

Para aplicar esse teste com os dados dos mercados fora de São Paulo em comparação com o principal mercado do boi gordo, São Paulo (BM&F), inicialmente, é preciso saber se as séries temporais são estacionárias em nível ou nas diferenças, para isso, é necessário aplicar o teste da raiz unitária de Dickey e Fuller. A estacionaridade é primordial para estimar se há influência entre séries temporais (Dickey & Fuller, 1981; Hamilton, 1994; Gujarati & Porter, 2011). Comprovou-se que as séries temporais dos preços são explosivas e, por isso, é preciso fazer outro teste o de Johansen (teste para avaliar quando as séries não são estacionárias).

O teste de co-integração de Johansen serve para verificar se as séries do Gráfico 3 são sincronizadas ou co-integradas, a fim de examinar se existe uma relação de longo prazo entre São Paulo e outros mercados (Johansen, 1988). De acordo com os resultados, isso ocorre entre São Paulo e os mercados de Goiânia, Sul de Goiás, Triângulo Mineiro, Belo Horizonte, Barra das Garças, Cáceres, Cuiabá, Colíder, Gurupi e Cacoal.

Aplicando o teste de causalidade de Granger, ao nível de significância de 10%, observa-se que os mercados de Açailândia (Maranhão), Barra das Garças, Cáceres, Colíder e Cuiabá (Mato Grosso), Belo Horizonte e Triângulo Mineiro (Minas Gerais), Sul de Goiás e Goiânia (Goiás), Feira de Santana (Bahia), Paragominas (Pará) e Dourados (Mato Grosso do Sul) são possivelmente influenciados pelo mercado de São Paulo (BM&F). Entretanto, oito mercados não são provavelmente influenciados pelo mercado de São Paulo: Campo Grande e Três Lagoas (Mato Grosso do Sul), Maringá (Paraná), Marabá e Redenção (Pará), Cacoal (Rondônia) e Araguaína e Gurupi (Tocantins). Porém, ao analisar se há influência entre os mercados fora de São Paulo, observa-se a existência de possibilidade de relação entre os mercados influenciados por São Paulo e os mercados que não são influenciados, unidirecionalmente e, em alguns casos, em ambos os sentidos. Ou seja, indiretamente, os preços do boi gordo de São Paulo (BM&F) podem estar influenciando esses oito mercados¹⁰⁵.

¹⁰⁵ Todas essas estimações foram feitas com o uso do software *E-Views* v.11.

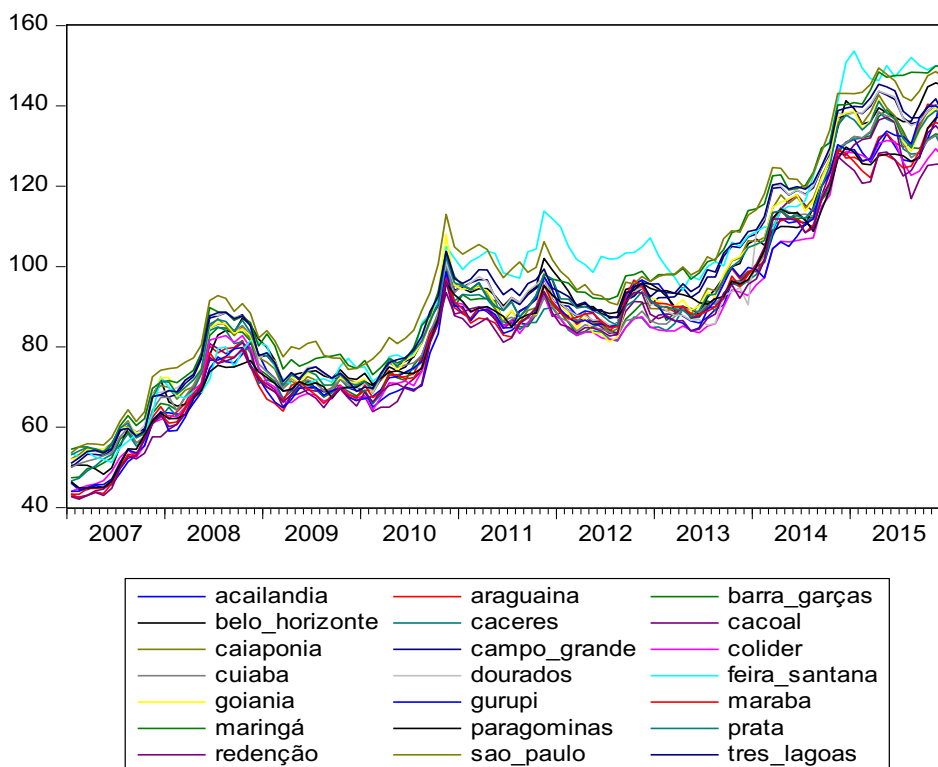


Gráfico 3 - Evolução dos preços dos mercados do boi gordo – 2007-2015.

Fonte: Elaboração própria.

Com isso, aplicou-se a variação de preços vistas no mercado de São Paulo nos anos sem dados nos outros mercados e estimou-se o preço do boi gordo para cada mercado para todo o período 2004-2019.

Com os preços de cada mercado e todas as hipóteses feitas acima, calcula-se o valor recebido pelo produtor pós abate:

$$\text{preço recebido}_{it} = \frac{[(\text{preço do boi gordo}_{t}^{\text{mercado}} * \text{arroba produzida}) - \text{frete}_{it}]}{\text{quantidade produzida}}, \text{ em que:}$$

preço recebido_{it} = preço recebido pelo produtor no município i no ano t após o abate do boi, em R\$/kg;

preço do boi gordo_t^{mercado} = preço do boi gordo no mercado mais próximo do município, no ano t, em arrobas (@);

arroba produzida = carcaça bovina produzida após o abate, pelas hipóteses feitas, esse valor é de 302,5@;

frete = custo de transporte do município i até o mercado mais próximo no ano t, em R\$;

quantidade produzida = quantidade de carne produzida após abate cujo valor é aproximadamente 4.538kg.

Os resultados dessa variável podem ser observados na Figura 20. Ao longo dos anos, fica evidente que os melhores preços da carne estão nos municípios paulistanos, seguido pela região Centro-Oeste. Em contrapartida, os preços mais baixos estão em regiões mais afastadas – os municípios mais ao norte do Acre e do Amazonas – do

principal mercado influenciador de preços e mais distante da maior concentração dos frigoríficos e matadouros e mercado consumidor.

Em 2004, em média, na área de estudo, o preço recebido pela carcaça bovina era de R\$1,55/kg. Exceto os anos de 2005-2006 e 2009 nos quais há uma queda no preço, há um crescimento dos preços até 2016 na ordem de 171,61% em relação a 2004. Em 2017, há uma nova queda e nos anos seguintes, um crescimento até atingir o preço médio da carne na área do estudo em R\$4,69/kg, em 2019.

O Gráfico 4 mostra, em diferentes momentos, a inflação (IPCA) – principal indicador de inflação usado no país (IBGE, 2021b) – acima da variação do preço pago ao produtor. Isso significa possibilidade de menor rentabilidade com a pecuária de corte, já que há menor valorização dos preços. Com isso, nessas momentos, o produtor tem que melhorar a produção para obter mais carcaça produzida e minimizar a variação negativa do preço (variação negativa num dos componentes de receita – preço x quantidade) ou diminuir os custos.

O problema é que, nos últimos anos, apesar do crescimento dos preços da carne, os custos estão mais elevados também. Scot Consultoria (2021) mostra que, no Brasil, em média, nos anos 2017 e 2018, por exemplo, sistemas de produção de carne com a aplicação crescente de tecnologia tiveram rentabilidade positiva: ciclo completo (5,04% e 4,51%) e recria e engorda (5,02% e 3,59%).

Os mesmos sistemas sem melhorias na produção tiveram resultados completamente diferentes. Sistema de recria e engorda e ciclo completo, em 2017 e 2018, obtiveram, respectivamente, rentabilidade negativa (-0,10% e -0,23%) ou muito baixo (1,83% e 1,59%).

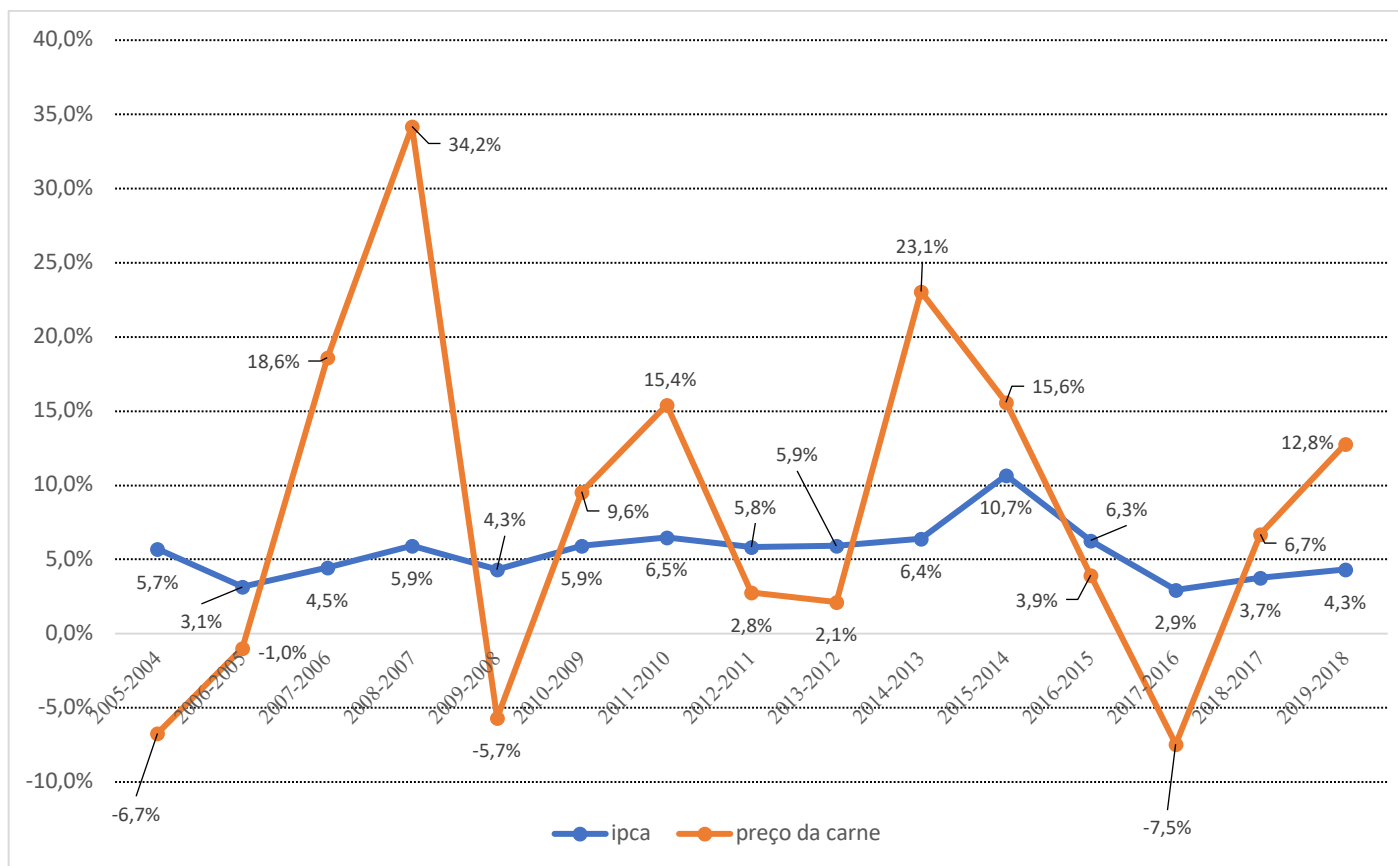


Gráfico 4 – Evolução da variação dos preços pagos ao produtor pela carne e IPCA.

Fonte: Elaboração própria.

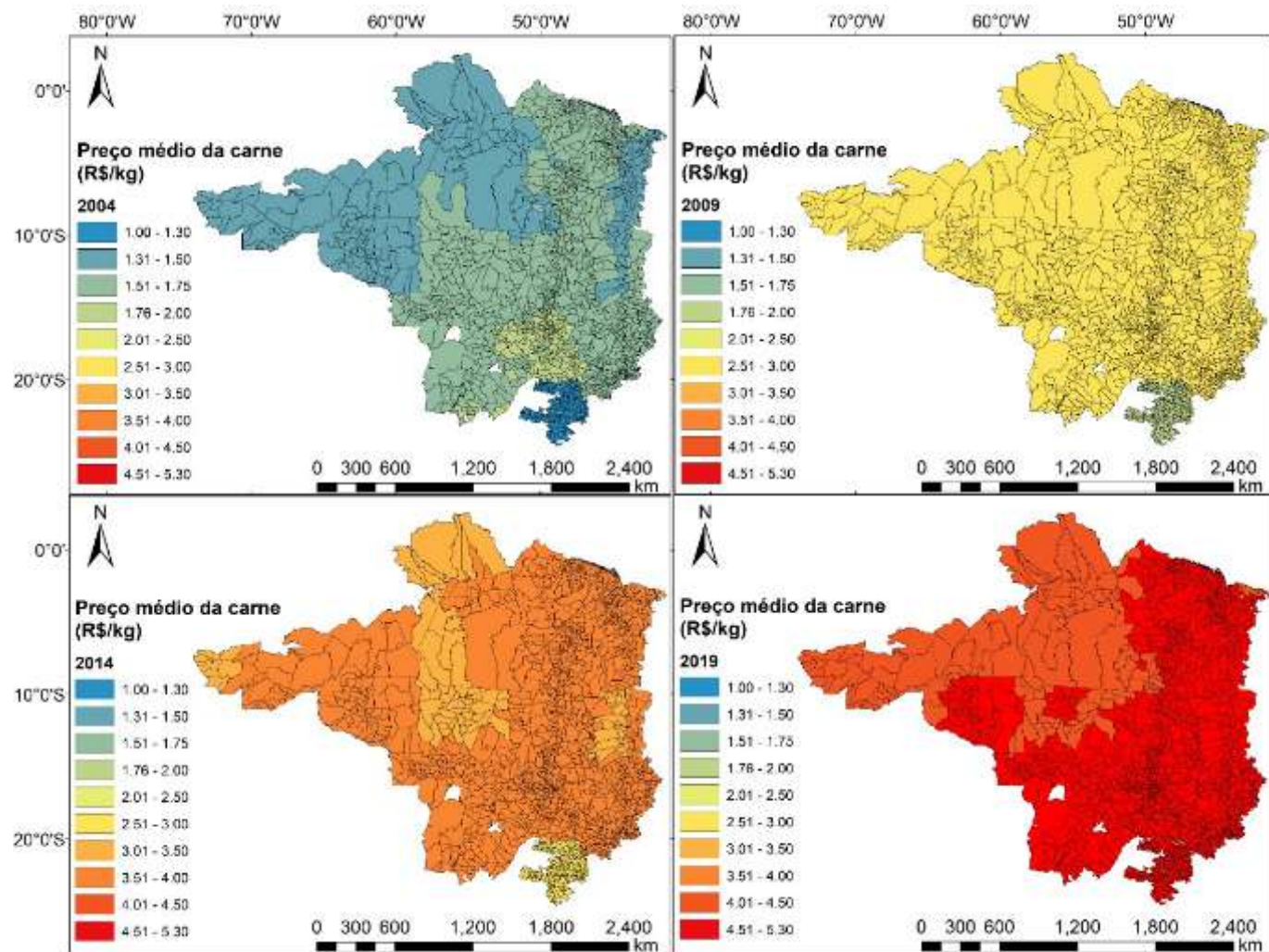


Figura 20 – Evolução da preço médio da carne (carcaça produzida), em R\$/kg, na área de estudo, em anos selecionados (2004, 2009, 2014 e 2019).
Fonte: Elaboração própria.

3.3.4.

Preço pago ao produtor pelo leite (*milk_price*) e produtividade da atividade leiteira (*milk_productivity*)

O cálculo das duas variáveis foi feito a partir dos dados da PPM (Pesquisa da Pecuária Municipal) do IBGE (IBGE, 2020a). A variável *milk_price* é calculada como:

$$\text{milk}_{\text{price}_{it}} = \frac{\text{valor da produção}_{it}}{\text{quantidade produzida}_{it}}, \text{ em que } i = \text{município}, t = \text{ano e valor da produção é dado em mil reais e quantidade produzida, em mil litros. Logo, obtém-se o valor recebido médio pelo produtor, por município e em cada ano, em R\$ por litro.}$$

Para a produtividade da atividade leiteira, em l/vacas, o cálculo é estimado como:

$$\text{milk}_{\text{productivity}_{it}} = \left[\frac{\text{quantidade produzida}_{it}}{\text{número de vacas leiteiras}_{it}} \right] * 1000, \text{ em que } i = \text{município}, t = \text{ano e a quantidade produzida é dada em mil litros.}$$

Nas Figura 21 e Figura 22, foram mapeadas as duas variáveis em anos selecionados do período estudado na tese. Para a produtividade da atividade leiteira, altos valores, sobretudo, nos municípios paulistanos, seguindo na região do Centro-Oeste brasileiro e em vários municípios do Estado de Minas Gerais. Esse último tem uma enorme tradição na pecuária leiteira junto com o Estado de São Paulo, de séculos, e com grande influência, sobretudo, no começo do século XX, como visto no segundo capítulo da tese.

Mesmo não sendo o objeto da tese, é preciso ressaltar melhorias na atividade leiteira em tempos recentes. Se, em 2004, na área de estudo, a produtividade não passava de mil litros/vaca (922,17), com município produzindo até 7052,59 litros/vaca/ano (Araras, em São Paulo). Em 2019, há um crescimento de 63,1%, indo para 1.504,01 litros/vaca. O mesmo município citado acima superou o valor de 13 mil litros/vaca/ano e aparece municípios com produtividade superior ou próxima da máxima vista em 2004 como, por exemplo, Cachoeira Dourada, em Minas Gerais (8834,38 litros/vaca/ano). Melhorias na produtividade e gestão refletem em melhores preços ao produtor e melhor rentabilidade.

De acordo com a Scot Consultoria (2021), mesmo com a elevação dos custos de produção, somente a atividade leiteira de alta tecnologia (25 mil litros/ha/ano) conseguiu, nos últimos anos, obter ganhos de rentabilidade em comparação à de baixa tecnologia (1,5 mil litros/ha/ano) (Gráfico 5). No fator gestão, o tempo de compra dos insumos é de suma importância para garantir a rentabilidade ainda maior, já que para os produtores a maior desafio está nos custos de produção (valores e quando os adquirir) (FGV, 2019).



Gráfico 5 – Evolução da rentabilidade da atividade de produção de leite de baixa tecnologia (1,5 mil litros/ha/ano) e de alta tecnologia (25 mil litros/ha/ano) – Brasil – 2008-2018.

Fonte: Scot Consultoria (2021).

Considerando os dados de importação e exportação de produtos derivados de leite no país, há déficits na balança comercial, em vários anos (MDIC, 2021), sobretudo, porque há um descompasso entre oferta e demanda interna de lácteos no país. Logo, há uma grande oportunidade de expansão.

Mesmo sendo o Brasil o quarto maior produtor de lácteos do mundo, é somente o 12º nas exportações mundiais e não consegue atender a demanda interna. Para isso, é preciso investir mais em tecnologia e melhorias na produção desses produtos, sobretudo para atender a demanda interna.

Em recente publicação da FGV (2019) mostra que o mercado interno brasileiro ainda é dependente do mercado externo, mesmo com a produção crescente de produtos lácteos desde 1990 e um dos principais entraves para ampliar a produção e diminuir esse déficit é a logística.

Para o preço do leite, nota-se uma variação no preço pago ao produtor crescente, porém não tão grande em comparação à inflação do período (IPCA) e a margem de ganho, nos últimos anos, tem sido minimizada com os custos de produção (Scot Consultoria, 2021).

Há, para grande parte dos municípios, ganhos crescentes com o preço recebido pelo produtor com o leite, como mostra a Figura 21, com uma tendência de convergência dos preços, porém os mais elevados em municípios com emprego de alta tecnologia.

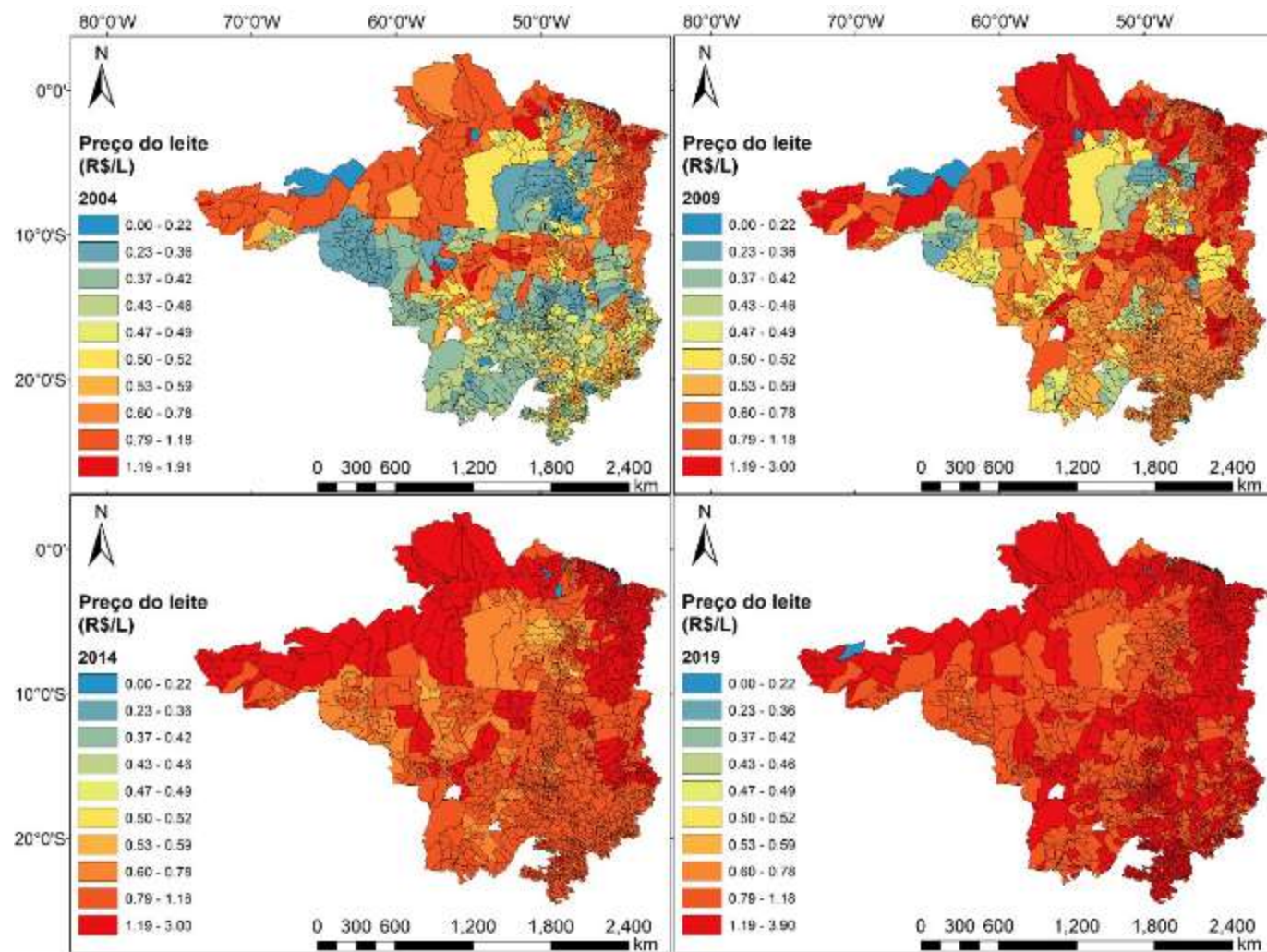


Figura 21 – Evolução do preço do leite em cada município, em R\$/l, na área de estudo, em anos selecionados (2004, 2009, 2014 e 2019).
Fonte: Elaboração própria.

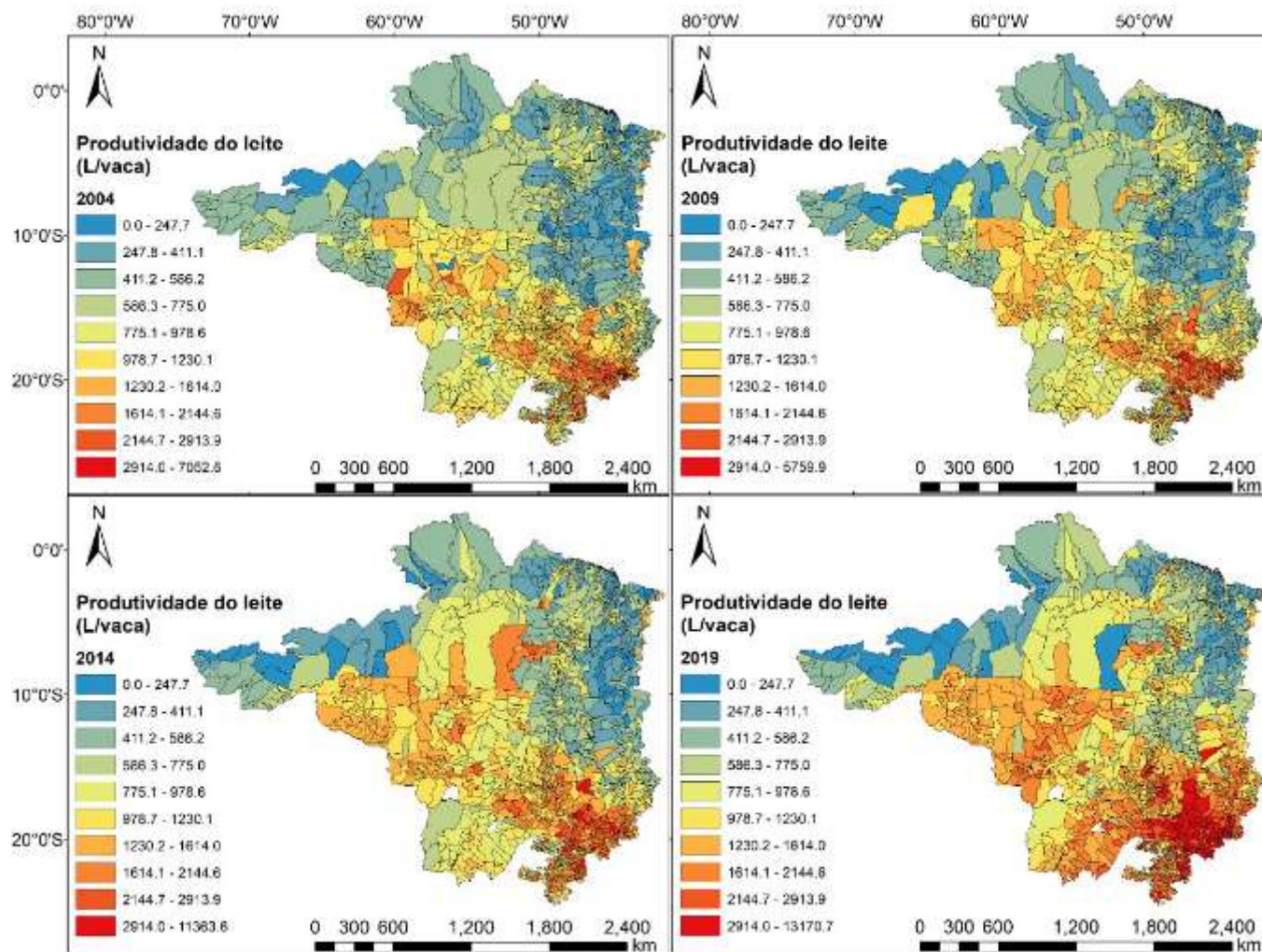


Figura 22 – Evolução da produtividade do leite em cada município, em l/vaca, na área de estudo, em anos selecionados (2004, 2009, 2014 e 2019).

Fonte: Elaboração própria.

3.3.5.

Taxa de lotação bovina (*stocking_rate*)

A taxa de lotação animal contabiliza tanto os bovinos quanto outros animais tais como: bubalinos, equinos, caprinos, ovinos, muares e asininos. Não entram nessa contabilidade suínos, codornas, ovinos e galináceos. Para a tese, estimou-se a taxa de lotação para os bovinos. Com isso, sem alterar a área de pastagem, os valores estão um pouco subestimados, mas o impacto de não contabilizar os outros animais é muito pequeno de no máximo 2%.

O cálculo da taxa de lotação bovina segue às seguintes etapas:

(a) Medir a quantidade de gado de corte e de vacas leiteiras através dos dados da Pesquisa da Pecuária Municipal (IBGE, 2020a), em que, o total do rebanho bovino menos a quantidade de vacas leiteiras nos dá a quantidade de gado de corte, para cada município, em cada ano;

(b) Depois, afere-se o perfil do rebanho, segundo as características propostas no relatório de referência do quarto inventário nacional (MCTI, 2020b). De acordo com a metodologia proposta pelo MCTI (2020b), propõe-se diferentes classes de gado de corte: menos de 1 ano, entre 1 e 2 anos, touros, acima de 2 anos macho e acima de 2 anos fêmea, para cada município. Os pesos são distintos, de acordo com o Estado, como mostra a Tabela 4. Esses fatores foram estimados e aplicados para o período 1990-2016 no inventário nacional, usou-se os mesmos valores para completar o período proposto na tese. Com isso, tem-se a quantidade de animais, por cada classe de gado de corte, por ano e para cada município;

(c) Em seguida, estima-se o peso total para cada um dos cinco grupos de gado de corte, considerando a Tabela 5, e soma-se o total de peso do gado de corte, para cada município e em cada ano;

(d) Para as vacas leiteiras, multiplica-se a quantidade pelo peso indicado na Tabela 6, advindo também do inventário e, com isso, obtém o peso total com vacas leiteiras por município e por ano;

(e) Por fim, somam-se os pesos totais com gado de corte e com vacas leiteiras, em cada município e em cada ano e depois, para se ter o valor em unidade animal (UA), divide-se por 450kg. Assim se tem o total em UA para cada município, em cada ano. Com os dados de área de pastagem do Lapig (2020), os mesmos usados para estimar *spas*, se tem a taxa de lotação bovina, UA/ha. Assim, a equação da taxa de lotação é dada por:

$$\text{Taxa de lotação}_{it} = \frac{[\text{peso total do gado de corte}_{it} + \text{peso total com vacas leiteiras}_{it}]}{450 * [\text{área de pastagem}_{it}]} \quad \text{sendo: } i =$$

município, t = ano.

Estado	Menos de 1 ano	De 1 a 2 anos	Touros	Outros bovinos maiores que 2 anos – macho	Outros bovinos maiores que 2 anos – fêmea
Rondônia	0,22	0,27	0,02	0,30	0,19
Acre	0,25	0,25	0,03	0,26	0,21
Amazonas	0,20	0,31	0,05	0,26	0,18
Roraima	0,21	0,25	0,04	0,36	0,14
Pará	0,22	0,26	0,03	0,28	0,21
Amapá	0,19	0,26	0,04	0,34	0,17
Tocantins	0,20	0,29	0,03	0,25	0,23
Maranhão	0,24	0,28	0,04	0,27	0,17
Piauí	0,19	0,29	0,04	0,37	0,11
Ceará	0,20	0,38	0,03	0,35	0,04
Rio Grande do Norte	0,24	0,28	0,04	0,35	0,09
Paraíba	0,24	0,30	0,03	0,36	0,07
Pernambuco	0,26	0,27	0,03	0,38	0,06
Alagoas	0,25	0,26	0,03	0,37	0,09
Sergipe	0,24	0,26	0,03	0,37	0,10
Bahia	0,24	0,27	0,04	0,29	0,16
Minas Gerais	0,24	0,29	0,02	0,28	0,17
Espírito Santo	0,25	0,27	0,02	0,34	0,12
Rio de Janeiro	0,25	0,24	0,03	0,34	0,14
São Paulo	0,22	0,26	0,02	0,31	0,19
Paraná	0,22	0,26	0,02	0,32	0,18
Santa Catarina	0,24	0,25	0,02	0,34	0,15
Rio Grande do Sul	0,21	0,25	0,02	0,28	0,24
Mato Grosso do Sul	0,21	0,25	0,03	0,25	0,26
Mato Grosso	0,22	0,26	0,03	0,24	0,25
Goiás	0,21	0,27	0,03	0,28	0,21
Distrito Federal	0,25	0,27	0,03	0,19	0,26

Tabela 4 - Peso das características do gado de corte, por Unidade da Federação.

Fonte: Elaboração própria a partir de MCTI (2020b, p. 28-29).

Estado	Menos de 1 ano	De 1 a 2 anos	Touros	Outros bovinos maiores que 2 anos – macho	Outros bovinos maiores que 2 anos – fêmea
Rondônia	163	293	550	392	309
Acre	163	293	550	392	309
Amazonas	163	293	550	392	309
Roraima	163	293	550	392	309
Pará	163	293	550	392	309
Amapá	163	293	550	392	309
Tocantins	163	293	550	392	309
Maranhão	163	293	550	363	286
Piauí	163	293	550	363	286
Ceará	163	293	550	363	286
Rio Grande do Norte	163	293	550	363	286
Paraíba	163	293	550	363	286
Pernambuco	163	293	550	363	286
Alagoas	163	293	550	363	286
Sergipe	163	293	550	363	286
Bahia	163	293	550	363	286
Minas Gerais	163	293	550	387	321
Espírito Santo	163	293	550	387	321
Rio de Janeiro	163	293	550	387	321
São Paulo	163	293	550	387	321
Paraná	163	293	550	375	333
Santa Catarina	163	293	550	375	333
Rio Grande do Sul	163	293	550	375	333
Mato Grosso do Sul	163	293	550	421	323
Mato Grosso	163	293	550	421	323
Goiás	163	293	550	421	323
Distrito Federal	163	293	550	421	323

Tabela 5– Pesos, em kg, para cada tipo de gado de corte, por Estado.

Fonte: Elaboração própria a partir de MCTI (2020b, p. 56).

Nota: (a) Existe uma outra classe de peso para gado confinado, porém, não há dados, por município e nem por ano, para estimar a taxa de lotação considerando essa classe, por isso ela foi descartada.

(b) Os valores do peso dos animais machos e fêmeas acima de 2 anos foram estimados a partir da média do intervalo de peso proposto no MCTI (2020b). Para os machos, região Norte: 374-410kg; região Nordeste: 337-388kg; região Sudeste: 366-408kg; região Sul: 366-383kg; região Centro-Oeste: 392-450kg. Para as fêmeas, região Norte: 298-320kg; região Nordeste: 266-306kg; região Sudeste: 302-340kg; região Sul: 317-348kg; região Centro-Oeste: 303-343kg.

Estado	peso
Rondônia	508
Acre	508
Amazonas	508
Roraima	508
Pará	508
Amapá	508
Tocantins	508
Maranhão	508
Piauí	508
Ceará	508
Rio Grande do Norte	508
Paraíba	508
Pernambuco	508
Alagoas	508
Sergipe	508
Bahia	508
Minas Gerais	508
Espírito Santo	508
Rio de Janeiro	508
São Paulo	508
Paraná	531
Santa Catarina	531
Rio Grande do Sul	531
Mato Grosso do Sul	508
Mato Grosso	508
Goiás	508
Distrito Federal	508

Tabela 6 – Pesos, em kg, para vacas leiteiras, por Estado.

Fonte: Elaboração própria a partir de MCTI (2020b, p. 58-59).

Considerando todos os cálculos feitos para mensurar a taxa de lotação bovina, estimou-se que, por exemplo, a média dessa variável na área de estudo, em 2004, foi de 1,24 UA/ha. Em 2019, esse valor foi de 1,31 UA/ha. A taxa de lotação na área de estudo variou, no período, de 1,20 a 1,37 UA/ha.

Em 2004, a maior taxa de lotação bovina foi observada em Terra Roxa, em São Paulo. Por sinal, as maiores taxas de lotação, nesse ano, estavam em São Paulo. Na Figura 23, os maiores valores se encontram nos municípios paulistanos. Em 2019, a situação não se modifica, ao contrário, cresce ainda o número de municípios de São Paulo com altas taxas de lotação.

Já, as menores taxas de lotação, em 2019, se encontravam no Estado do Pará. Mais de 50% dos municípios da área de estudo tinham menos de 1UA/ha. Em 2004, essa

percentagem era mais de 52% e os principais municípios com baixa taxa de lotação estavam no Pará e Maranhão.

Entre 2004-2019, houve municípios com crescimento na taxa de lotação acima de 100%, ou seja, duplicaram a taxa de lotação nos últimos dezesseis. Isso representava 5,8% do total de municípios presentes na área de estudo.

Quase 42,1% dos 1.747 municípios tiveram queda na taxa de lotação comparando 2019 em relação à 2004. De maneira geral, houve avanços no aumento da taxa de lotação na área de estudo, porém muito abaixo do potencial.

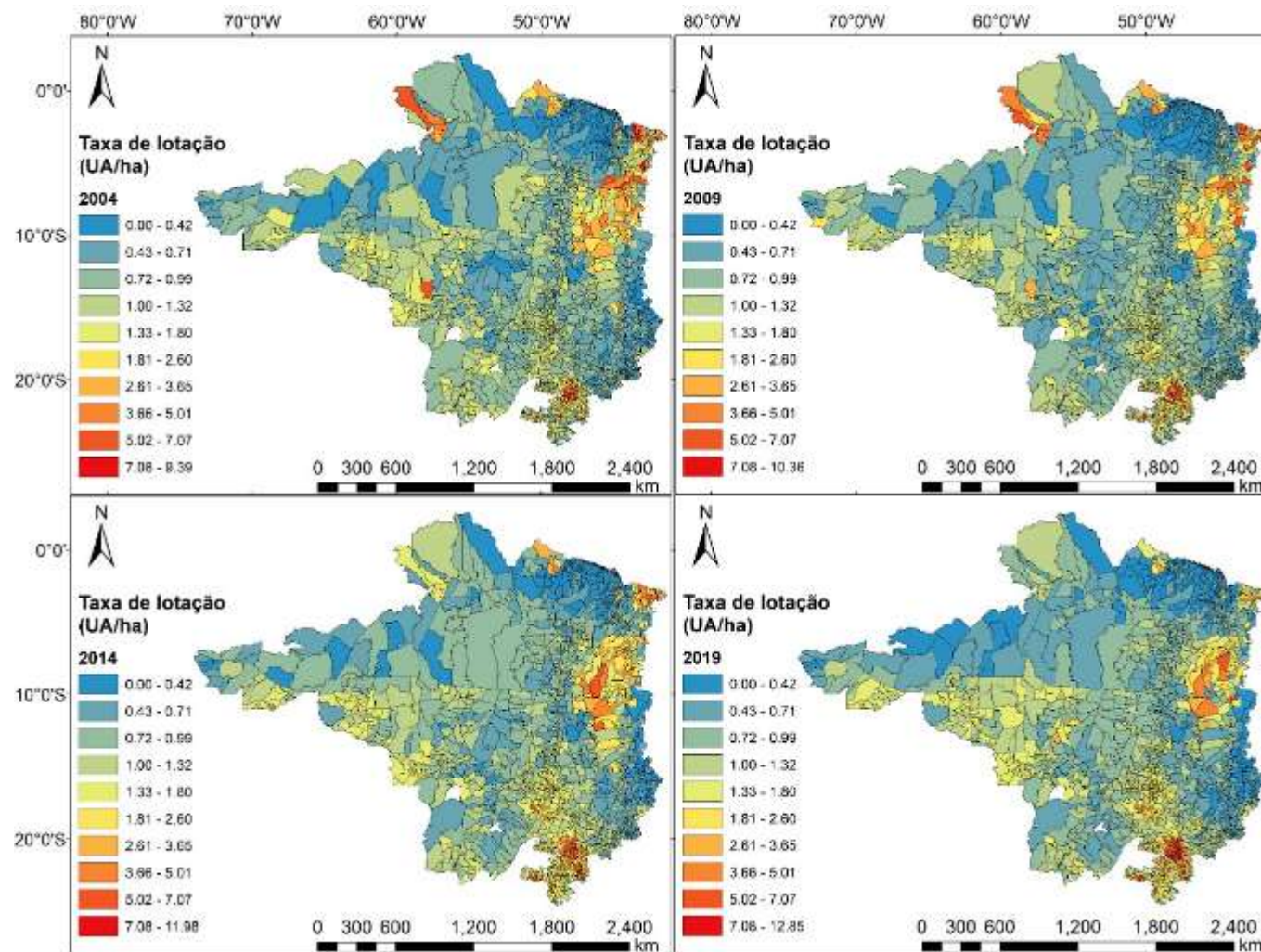


Figura 23– Evolução da taxa de lotação (UA/ha), em cada município, na área de estudo, em anos selecionados (2004, 2009, 2014 e 2019).
Fonte: Elaboração própria.

3.3.6.

Valor gerado com produtos florestais (*forest_value*)

O valor gerado com produtos florestais foi estimado a partir dos dados da Pesquisa da Extração Vegetal e da Silvicultura (PEVS) do IBGE (IBGE, 2021c). Foi somado o valor de produção com extração vegetal – recursos florestais nativos – e com silvicultura – exploração de maciços florestais plantados, em mil reais. Esse valor não contabiliza o ganho com retira de madeira de floresta natural, tal processo muito comum nas primeiras etapas de desmatamento no bioma Amazônia junto com o uso do fogo. Ressalta-se que, a atividade de extração ilegal de madeira é um dos principais vertentes do desmatamento assim como a pecuária e a agricultura, em particular, a lavoura de soja.

Em 2004, a floresta gerou, em produtos madeireiros ou não, um pouco mais de 2,2 milhões de reais. Em 2019, esse valor ultrapassou 5,4 milhões de reais. Um crescimento nominal, no período, de 145,4%.

Como mostra a Figura 24, os municípios que mais ganharam com os produtos florestais, em 2004, estão presentes, sobretudo, no Pará em que dos vinte maiores municípios que obtiveram maiores ganhos com produtos florestais, metade estão nesse Estado. Outros estados relevantes, como mostram os mapas da Figura 24, são Minas Gerais e São Paulo.

Em 2019, dos vinte maiores municípios, se destacam os Estados do Pará, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Mato Grosso, não havendo a mesma concentração focada no Pará como em 2004. De modo geral, os Estados citados acima são os principais que geraram valor com diferentes produtos florestais, ao longo dos anos analisados.

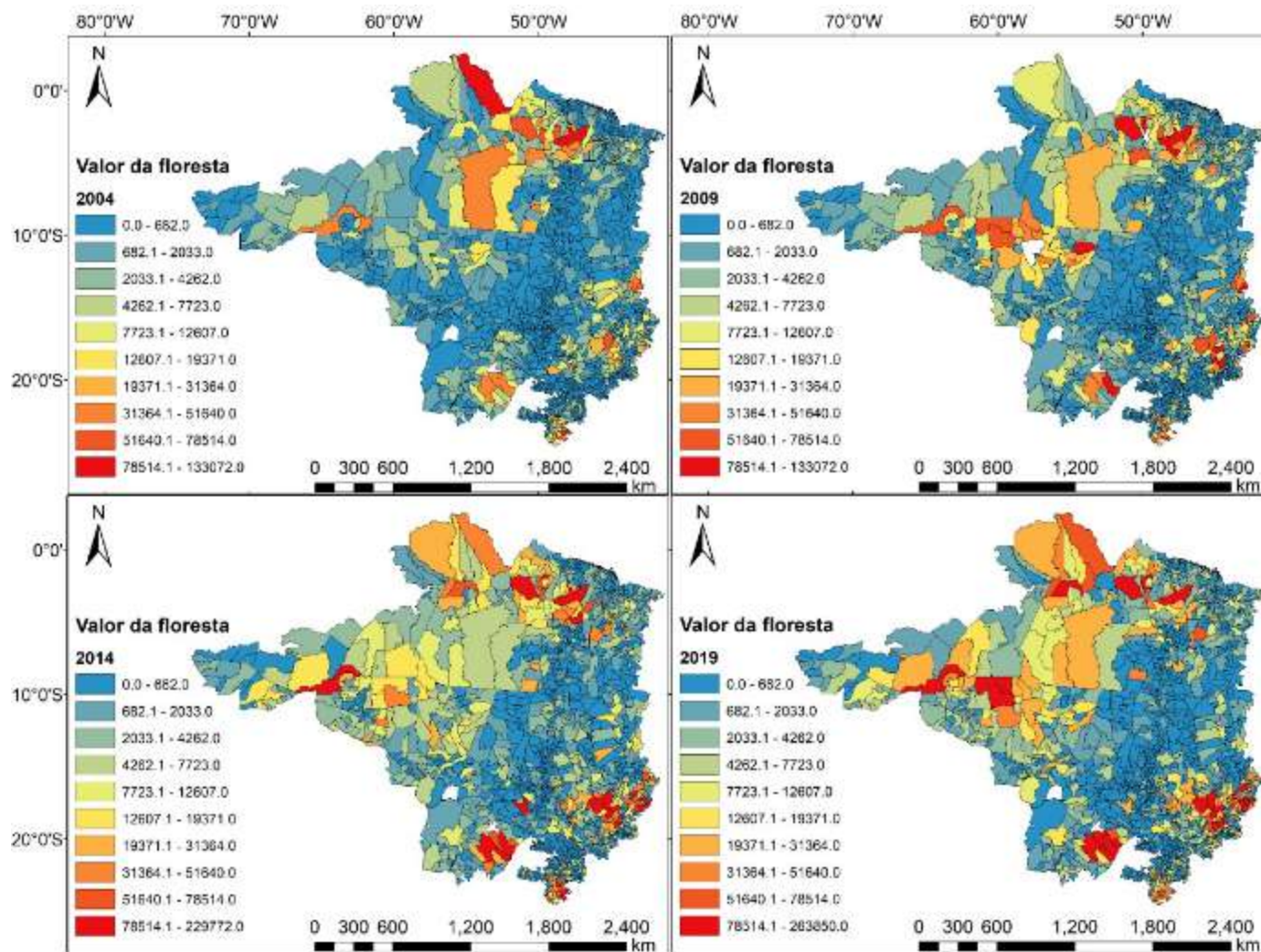


Figura 24 – Evolução do valor gerado com produtos florestais, em R\$, na área de estudo, em anos selecionados (2004, 2009, 2014 e 2019).
Fonte: Elaboração própria.

3.3.7.

Taxa demográfica (*demography_rate*)

A taxa demográfica é estimada pela fórmula: $\frac{\text{número de habitantes}}{\text{área em km}^2}$. O número de habitantes advém do IBGE. Para os anos 2004-2006, 2008-2009 e 2011-2019, a fonte dos dados é a pesquisa de estimativas de população (IBGE, 2021d). O restante dos anos, a fonte é Censo Demográfico (IBGE, 2021e). Os dados da área, em km², por município, também são do IBGE, áreas territoriais (IBGE, 2021f).

Durante o período de análise do uso da terra, não há grandes mudanças na taxa demográfica nos municípios da área de estudo. Em 2004, a taxa demográfica média da região de estudo era de 16,71 hab./km² e, em 2019, foi de 20,05 hab./km². Taxa média de crescimento anual de 1,14%. Cerca de 36% dos municípios da área de estudo apresentaram uma taxa de crescimento anual demográfico acima da média em que das quinze maiores taxas de crescimento anual, 1/3 se encontram em Minas Gerais. Em oposição, no mesmo Estado, temos as menores taxas de crescimento anual, no período, além de São Paulo (Figura 25).

Em 2019, as maiores taxas demográficas e as únicas acima de 1.000 hab./km² foram Abadias de Goiás, em Goiás (1.664,41 hab./km²) e Berilo, em Minas Gerais (1.386,65 hab./km²). E as menores, Araputanga, em Mato Grosso (0,52 hab./km²) e Serra do Salitre, em Minas Gerais (0,43 hab./km²). Contabilizando esses dois municípios, o total de municípios com menos de 1 hab./km² é igual a vinte.

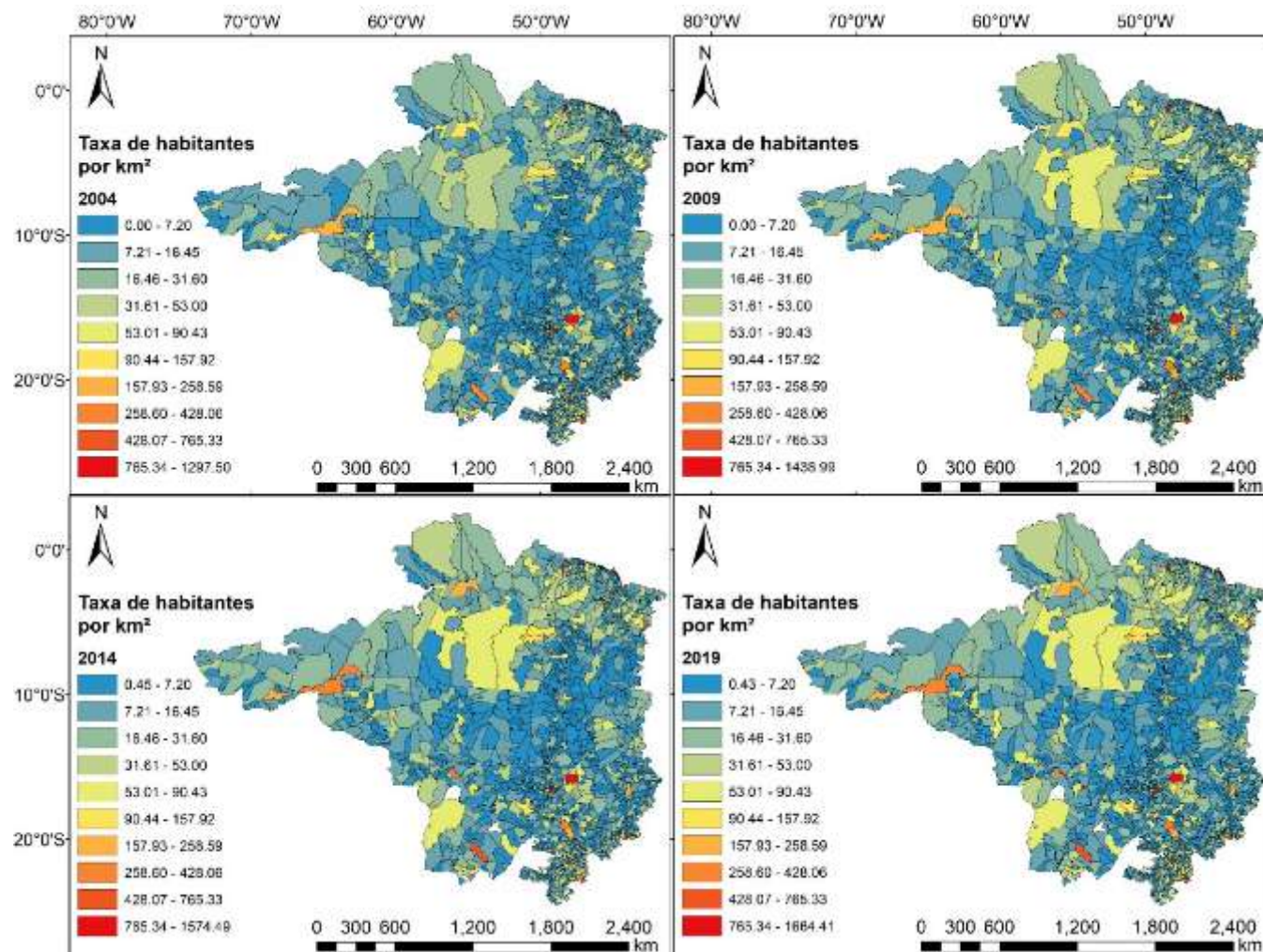


Figura 25 – Evolução da taxa demográfica, em hab./km², na área de estudo, em anos seleccionados (2004, 2009, 2014 e 2019).

Fonte: Elaboração própria.

3.3.8.

Volume de crédito rural (*rural_credit*)

Para estimar o crédito rural, os dados são do BACEN (2021a, b). O crédito rural é o financiamento para o segmento rural, para dois tipos de atividades – pecuária e agricultura, com quatro finalidades possíveis: custeio, comercialização, industrialização e investimento.

O crédito de custeio tem como objetivo comprar insumos para o cultivo e colheita de lavouras, para manutenção, reforma ou recuperação de pastagens, para a suplementação e pagar despesas dos ciclos produtivos. O de investimento é para aplicar em bens ou serviços para vários períodos da produção. O crédito de industrialização serve para a industrialização de produtos agropecuários seja por cooperativas ou pelo produtor. E, por fim, a última finalidade, comercialização, tem como destino facilitar a comercialização dos produtos no mercado (BACEN, 2021c).

Produtores rurais, agentes envolvidos com pesquisa e outros serviços agropecuários, cooperativas e agentes de serviços de escoamento de produção são os possíveis agentes econômicos que podem adquirir esse tipo de financiamento junto a instituições financeiras autorizadas a operar em crédito rural.

Para a tese, usou-se a soma de todas as finalidades do crédito rural e tipo de atividade. Em 2004, o volume de crédito rural para a área de estudo foi de um pouco mais 17,8 bilhões de reais. Quinze anos depois, esse volume aumentou para quase 62 bilhões de reais (Tabela 7). Um crescimento nominal no período de 247%. Para efeito de comparação, no mesmo período, a inflação por meio do Índice Geral de Preços (IGP) foi de 129,82%. Ou seja, entre 2004-2019, o crescimento real foi de 116,1%.

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Volume total de crédito rural	17,85	19,09	18,51	21,29	26,90	30,36	34,68	41,53
	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
	53,52	42,84	50,55	47,62	48,85	53,31	63,08	61,95

Tabela 7 - Evolução do volume de crédito rural, em bilhões, na área de estudo (2004-2019).

Fonte: Elaboração própria.

Em 2004, os principais municípios recebedores de crédito rural se concentravam nos Estados de Goiás, Mato Grosso e São Paulo. Dos 20 maiores volumes de crédito rural destinados, 35% foram para municípios mato-grossenses. O município de Rio Verde, em Goiás, foi o que recebeu mais financiamento um pouco mais de 423 milhões de reais (2,36% do volume total da área de estudo).

Em 2019, cresceu o volume de crédito rural destinado aos municípios na região do MATOPIBA e o município goianiense não é mais o que mais recebeu (segundo colocado) e sim, Bebedouro, em São Paulo. Além desses dois, o município de Sorriso, em Mato Grosso, foram os três únicos municípios que receberam mais de 1 bilhão de reais durante o ano. Somente os três receberam 7,1% do montante total de crédito rural para a área de estudo.

A evolução do crédito rural apontada na Figura 26 sinaliza onde o volume de financiamento se concentrou nesse período, municípios dentro da região do MATOPIBA e nas Unidades Federativas: Minas Gerais, São Paulo e Centro-Oeste brasileiro.

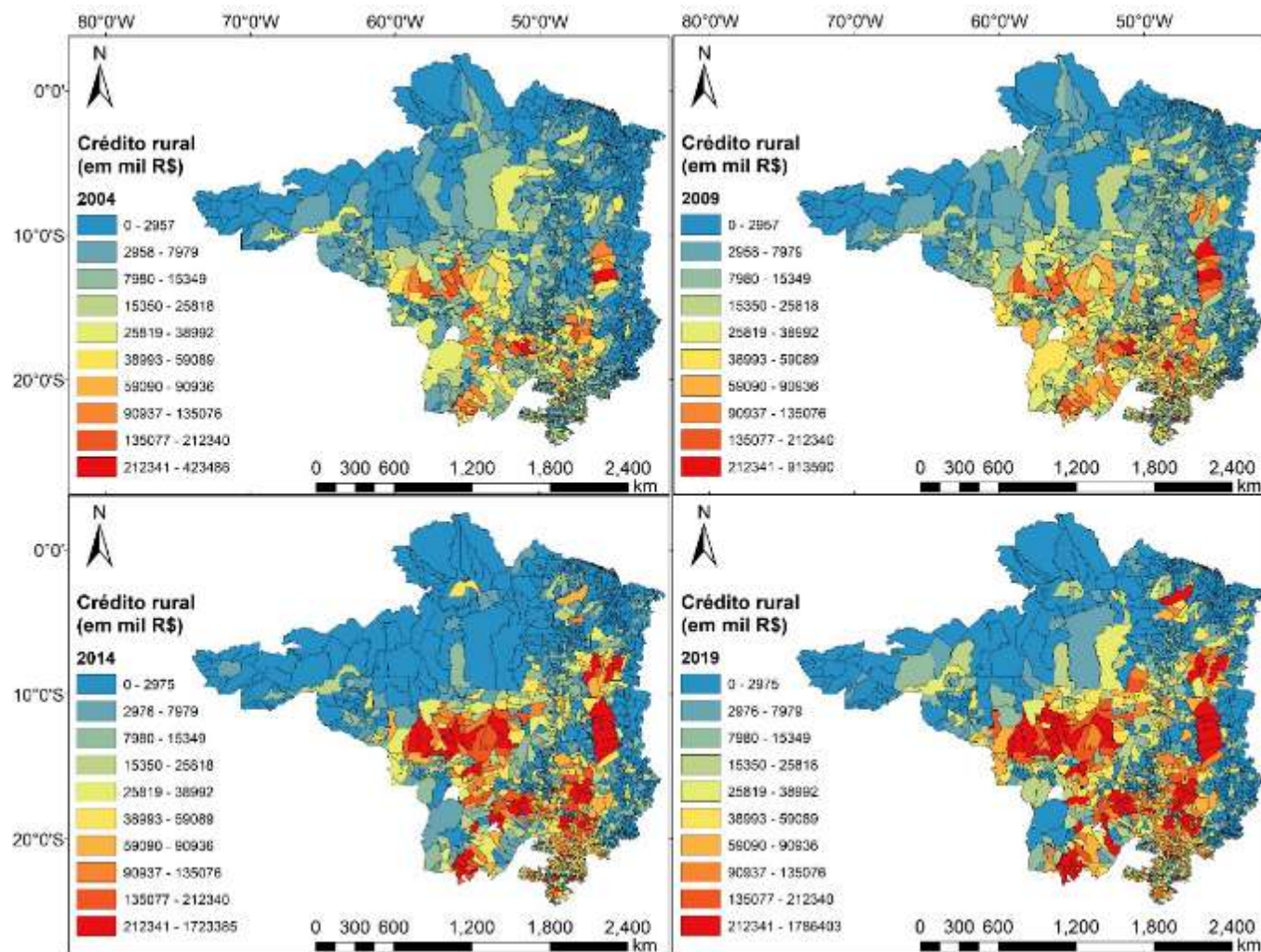


Figura 26 – Evolução do volume de crédito rural, em mil reais, na área de estudo, em anos selecionados (2004, 2009, 2014 e 2019).

Fonte: Elaboração própria.

3.3.9.

Produtividade e preço dos cultivos agrícolas (permanentes, cana-de-açúcar, grãos e outros cultivos temporários)

Os dados de produtividade e preços para cada grupo de cultivos, propostos na tese, são estimados a partir de informações da Pesquisa Agrícola Municipal (IBGE, 2020b). Dessa pesquisa, com os dados de quantidade produzida e área destinada à colhida, estima-se a produtividade (Equação 1) e com o mesmo dado de quantidade produzida e o valor da produção, mensura-se o preço (Equação 2).

Não foi calculada a produtividade total agrícola e seu respectivo preço porque o autor tem o propósito de analisar como os grãos e a cana, por exemplo, influenciam no uso da terra, em pelo menos um dos biomas, de acordo com diferentes trabalhos (Margulis, 2003; Brown et al., 2005; Morton et al., 2006; Barona et al., 2010; Arima et al., 2011; Macedo et al., 2012; Graesser et al., 2015; Espindola et al., 2021). Esses cultivos, direta ou indiretamente, aumentam a pressão pelo desmatamento, como já sublinhado no capítulo dois da tese.

Além disso, em sistemas mais intensivos, há a necessidade de grãos como farelo de milho ou de soja, por exemplo, para alimentação animal, substituindo, parcial ou totalmente, o pasto. Sistemas integração lavoura-pecuária (ILPF) modificam a produtividade dos grãos e contribuem para aumentar a taxa de lotação e o produto agrícola gerado, que pode ser usado para complementar a alimentação do gado em períodos de escassez de forrageira (Oliveira & Barbosa, 2014).

Já a separação dos outros cultivos em: permanentes e outros temporários, se deve a relevância de alguns cultivos para um conjunto importante de municípios na área de estudo. Nos outros cultivos temporários, por exemplo, a mandioca na região amazônica para consumo interno, como já visto com os primeiros habitantes presentes nesse bioma no começo do segundo capítulo da tese. Nos permanentes, por exemplo, o cacau e a laranja, respectivamente, nos municípios baianos e paulistanos, para exportação.

$$\text{Equação 1: } \text{produtividade}_{jit} = \frac{\text{quantidade produzida}_{jit}}{\text{área destinada}_{jit}}, \text{ em que:}$$

j = tipo de cultivo (grãos, cana, outros temporários ou permanentes), i = município e t = ano.

$$\text{Equação 2: } \text{preço}_{jit} = \frac{\text{valor da produção}_{jit}}{\text{quantidade produzida}_{jit}}, \text{ em que:}$$

j = tipo de cultivo (grãos, cana, outros temporários ou permanentes), i = município e t = ano.

A definição de cada tipo de cultivos é de acordo com a metodologia do IBGE (2019) (vide nota de rodapé n.10). No caso da área destinada à colheita para grãos¹⁰⁶, houve o mesmo cuidado no cálculo da área agrícola para estimar a variável *sagr*. Logo, não foram contabilizadas as áreas voltadas para segunda ou terceira safras, de feijão e milho, e as culturas de inverno (IBGE, 2019).

No período 2004-2019, houve um crescimento de aproximadamente 49,7% da produtividade média dos grãos na área de estudo. De 2.496,30 kg/ha, em 2004, foi para, em 2019, 3.737,20 kg/ha.

Em 2004, as maiores produtividades se encontram, no Pará (Augusto Corrêa e Capanema) e depois o predomínio de municípios do Estado de São Paulo. Existiam poucos municípios com capacidade de produzir acima de 10.000 kg/ha. Entretanto, na mesma área de estudo, encontra-se municípios com baixíssima produtividade de grãos, sobretudo, em Minas Gerais e no MATOPIBA (Figura 27). Anos mais tarde, há uma queda na produtividade dos municípios paraenses citados e agora, há presença de municípios de diferentes Estados com alta produtividade (São Paulo, Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso do Sul). De somente três municípios com valor maior que 10.000 kg/ha, em 2004, quadruplica esse número, em 2019 (Figura 27).

Com relação aos preços recebidos pelos produtores com os grãos, há uma variação nominal positiva na ordem de 89,2%, porém, de acordo com o IPPA-Grãos da CEPEA, esse valor foi inferior à inflação no período, 134,4% (CEPEA, 2021).

Em 2004, o preço médio na região era R\$0,47/kg e, em 2019, R\$ 0,89/kg. O maior valor do preço recebido pela produção de grãos foi, em 2004, em Luislândia (Minas Gerais). Em 2019, é na Bahia, no município de Pilão Arcado, que se encontrava o maior preço pago ao produtor de grãos, R\$3,13/kg (Figura 28).

¹⁰⁶ São considerados grãos: arroz, milho, feijão, soja, ervilha, fava, sorgo, centeio, aveia, cevada, trigo e triticale.

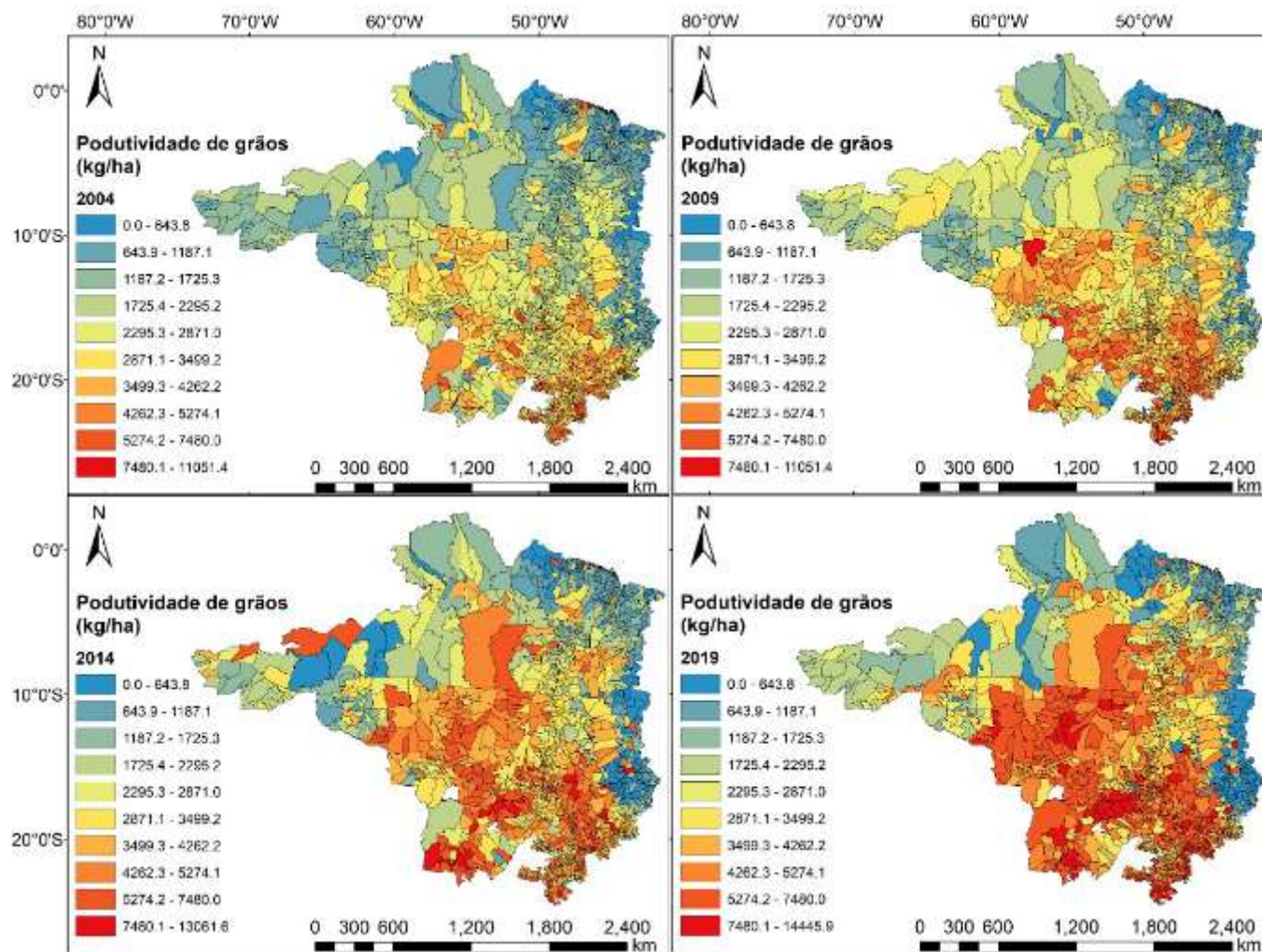


Figura 27 – Evolução da produtividade dos grãos, em kg/ha, na área de estudo, em anos seleccionados (2004, 2009, 2014 e 2019).

Fonte: Elaboração própria.

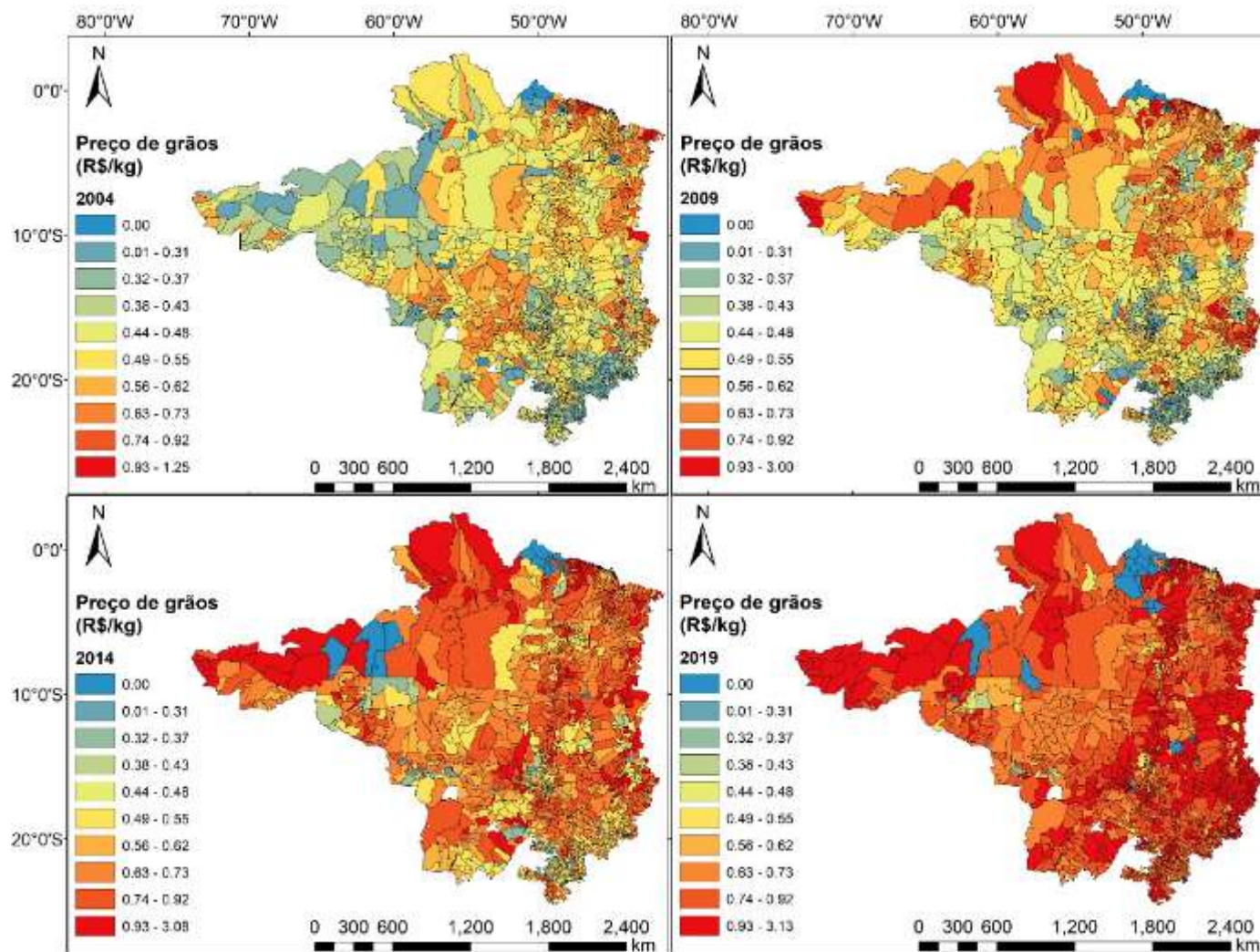


Figura 28 – Evolução do preço dos grãos, em R\$/kg, na área de estudo, em anos selecionados (2004, 2009, 2014 e 2019).

Fonte: Elaboração própria.

No caso dos outros cultivos temporários, houve um aumento nominal significativo nos preços de cerca de 131,2%, no período 2004-2019 (Figura 29) aquém do IPPA-Hortifrutícolas cujo valor foi de 357.4% (CEPEA, 2021).

A produtividade média dos outros cultivos temporários, na área de estudo, em 16 anos, dos outros cultivos temporários foi de 14.741,60 kg/ha e um crescimento de 13,03%. Esse tipo de lavoura tem na sua pauta um leque de cultivos voltados mais para mercado interno e dependente, essencialmente da demanda interna para crescer e ter incentivos na melhoria da produtividade. Os principais municípios com alta produtividade dos outros cultivos temporários se concentram nos Estados de Minas Gerais, São Paulo e Goiás tanto em 2004 quanto em 2019 e isso não se altera ao longo do período (Figura 30).

A produtividade dos cultivos permanentes, na média, apresenta pouca variabilidade de 2004 a 2019 (11,89% de crescimento), oscilando de 7.881,10 kg/ha (2008) a 8.965,80 kg/ha (2019) (Figura 31). Esse tipo de cultivo tem uma clara concentração de alta produtividade em São Paulo. Das 30 maiores produtividades, 80% estão em São Paulo, o Estado que concentra as maiores produções de cultivo permanentes tais como: laranja e café.

Nota-se, na Figura 32, crescimento do preço, sobretudo, no Norte e Centro-Oeste do país. Os preços se elevaram, nominalmente, em mais de 119%, no mesmo período para área de estudo.

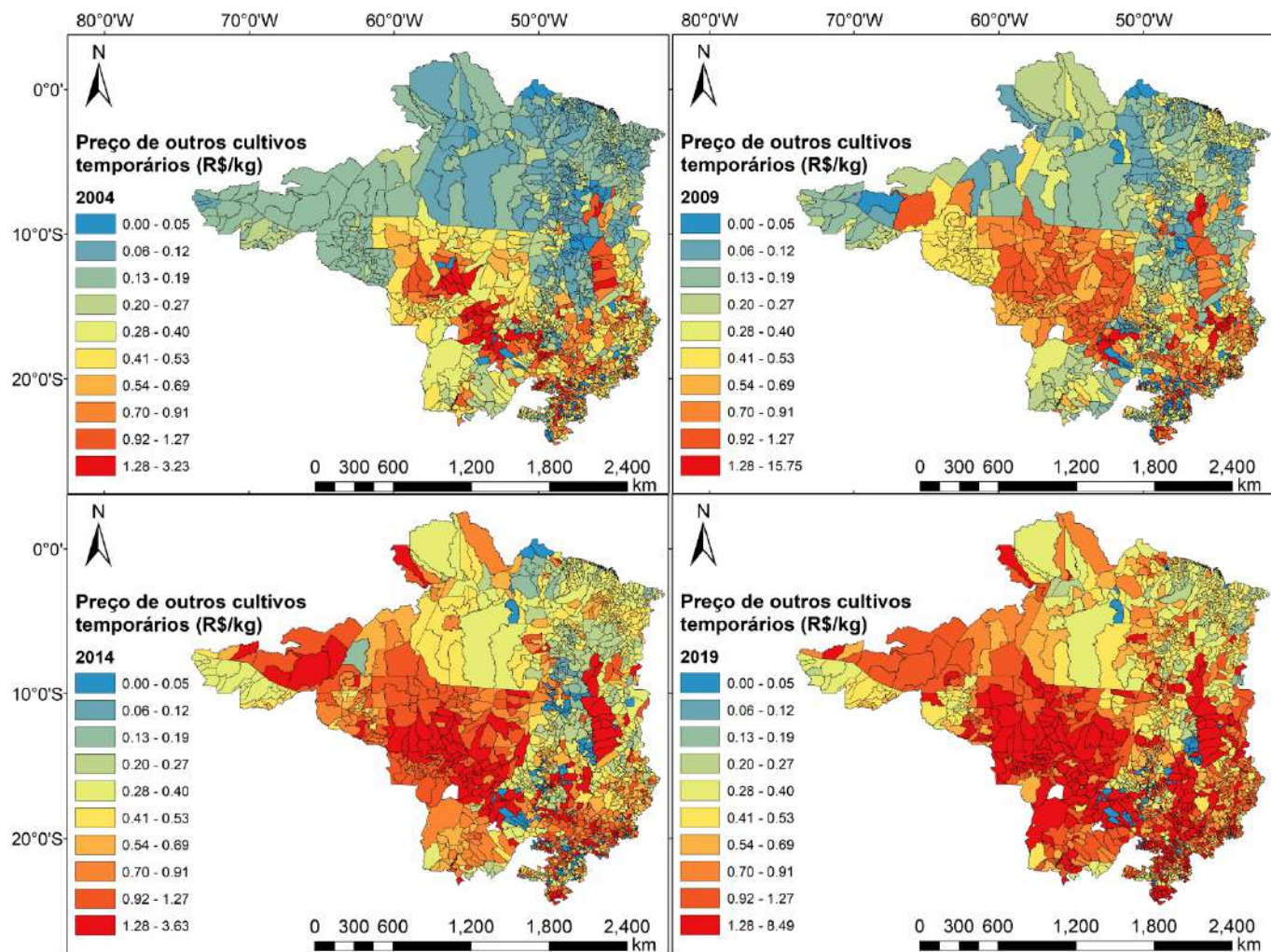


Figura 29 – Evolução do preço de outros cultivos temporários, em R\$/kg, na área de estudo, em anos seleccionados (2004, 2009, 2014 e 2019).
Fonte: Elaboração própria.

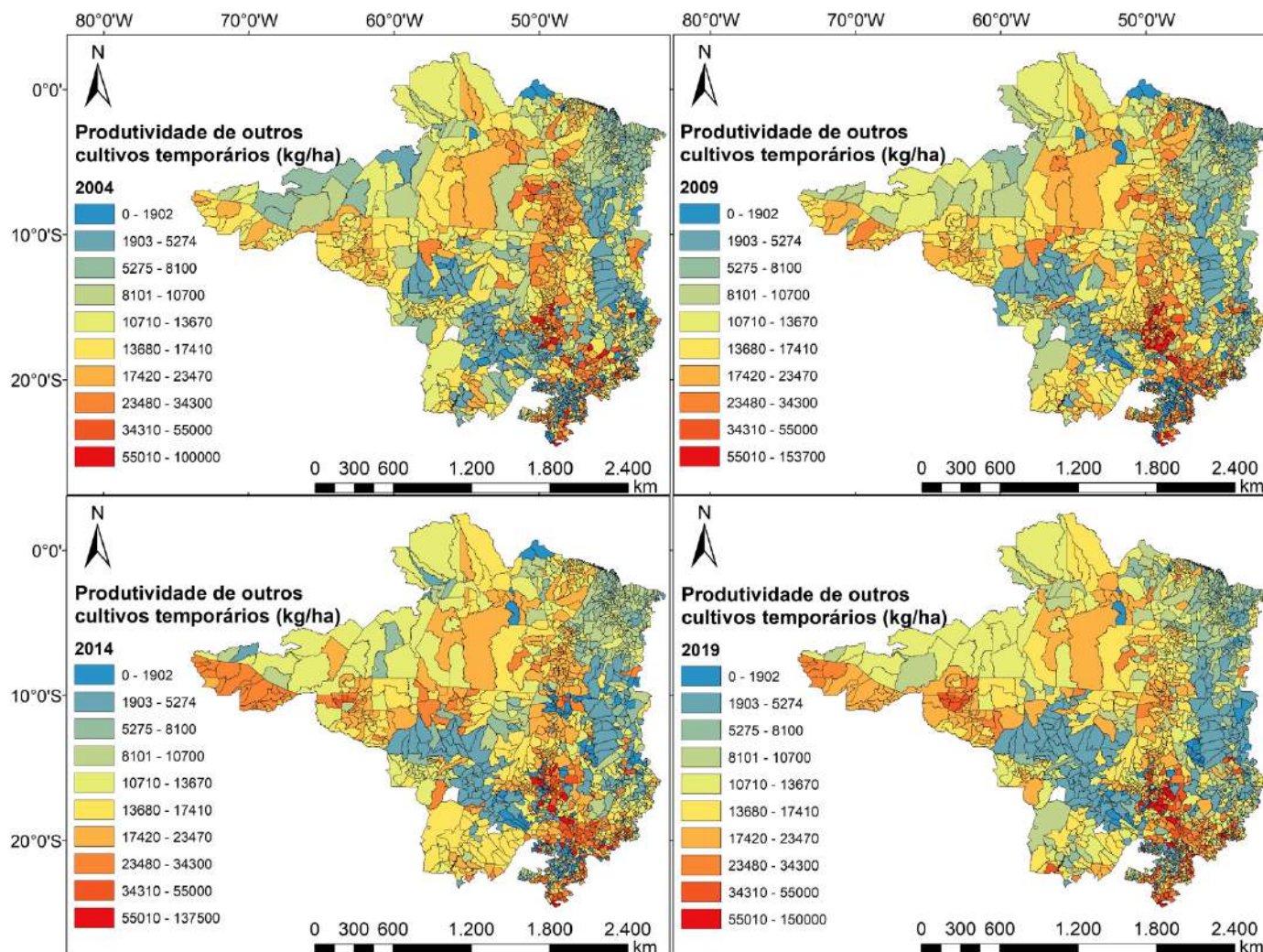


Figura 30 – Evolução da produtividade de outros cultivos temporários, em kg/ha, na área de estudo, em anos selecionados (2004, 2009, 2014 e 2019).

Fonte: Elaboração própria.

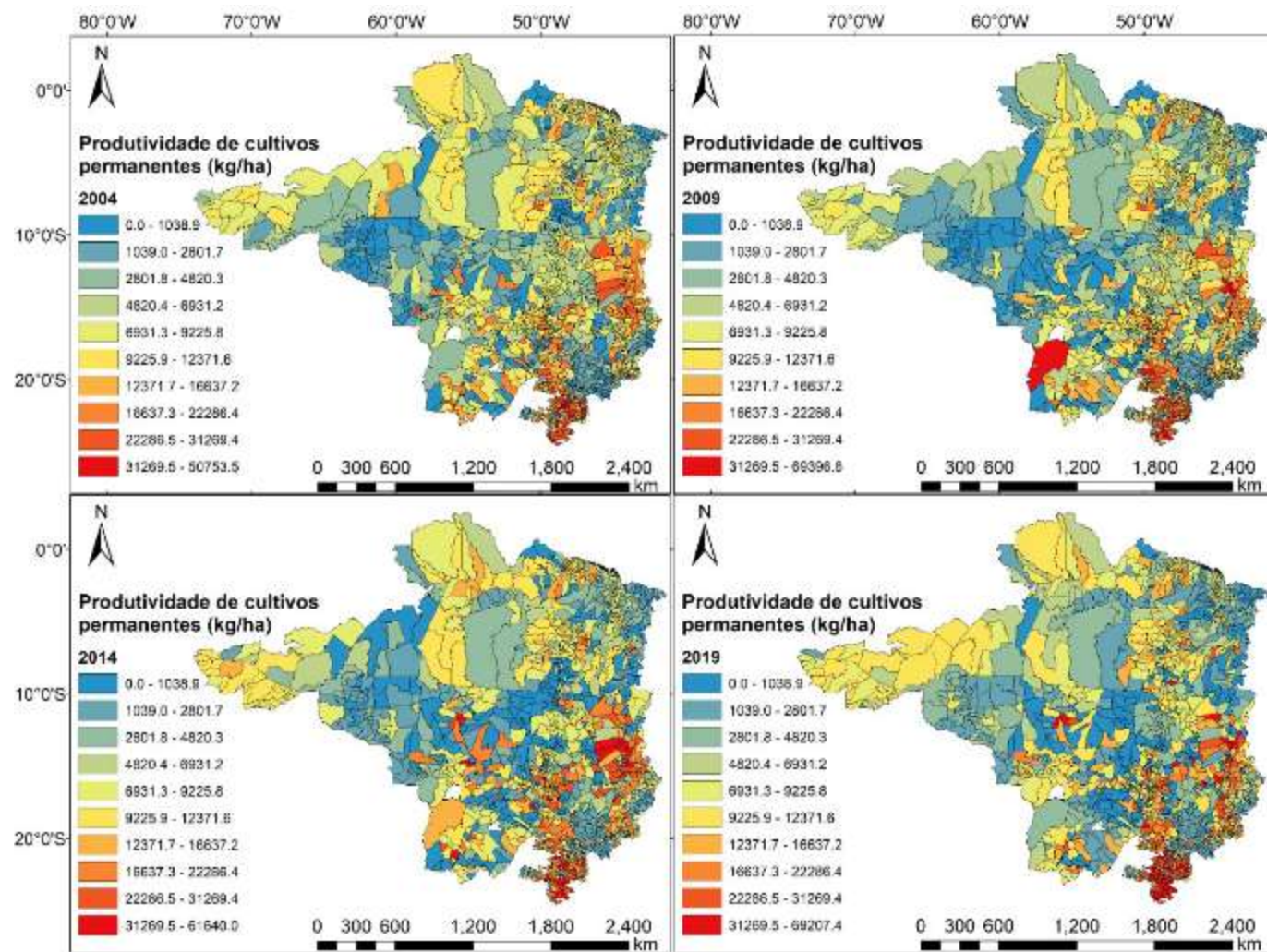


Figura 31– Evolução da produtividade dos cultivos permanentes, em kg/ha, na área de estudo, em anos selecionados (2004, 2009, 2014 e 2019).
Fonte: Elaboração própria.

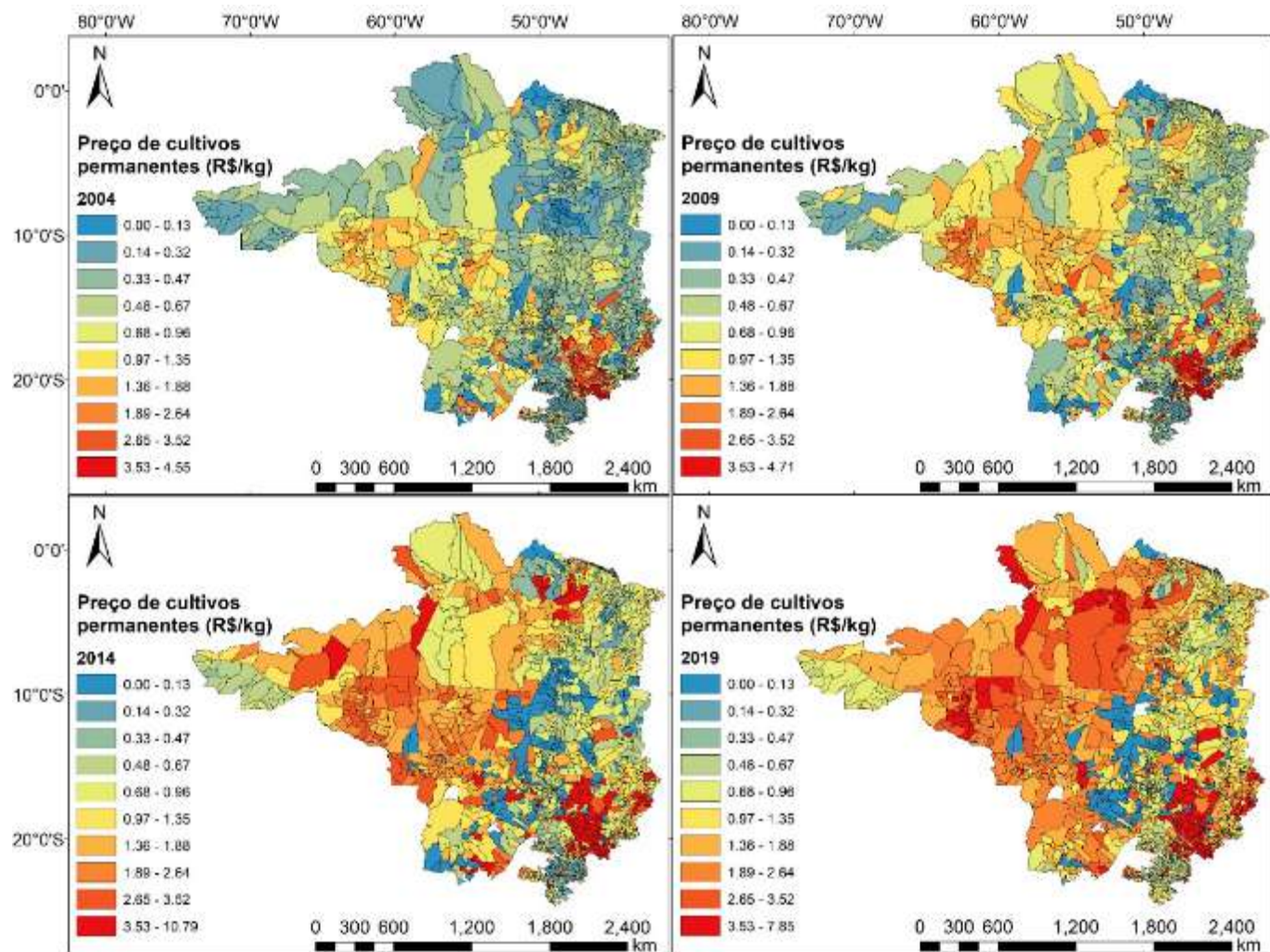


Figura 32 – Evolução do preço de cultivos permanentes, em R\$/kg, na área de estudo, em anos selecionados (2004, 2009, 2014 e 2019).
Fonte: Elaboração própria.

Finalmente, analisando a produtividade média da cana, na área de estudo, nota-se um período de crescimento da produtividade até 2011, com uma leve queda em 2010, saindo de 35,32 t/ha (2004) para 40,44 t/ha (2011). A partir de 2011, há uma queda acentuada na produtividade, chegando a uma redução no período 2011-2019 de um pouco mais de 15%, como mostra o Gráfico 6.

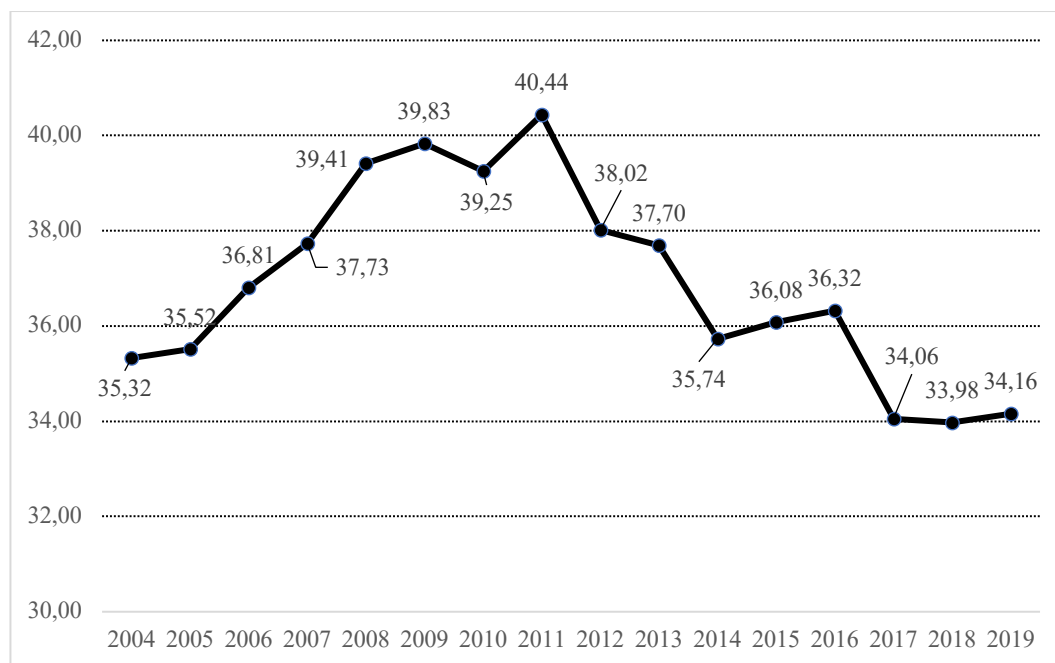


Gráfico 6 - Evolução da produtividade média da cana, em t/ha, na área de estudo, entre 2004-2019.

Fonte: Elaboração própria.

Um dos motivos da queda da produtividade da cana, como mostra a Figura abaixo, é a redução na produtividade desse cultivo na principal região com alta produtividade do país: São Paulo, Minas Gerais, Goiás e Mato Grosso do Sul. Os vinte maiores municípios em produtividade em cana, em 2004, tiveram uma queda entre 38 e 57% da produtividade comparando os mesmos municípios, em 2019. Em 2004, a maioria desses municípios eram paulistanos. Em 2019, a produtividade mais elevada se concentra mais em Minas Gerais e Mato Grosso (Figura 33).

Outro detalhe é a tentativa de produção de cana em diversos municípios com bioma Amazônia, por exemplo, nos estados do Maranhão, Amazonas, Rondônia e Mato Grosso, no começo do período e que, progressivamente, deixaram de usar a terra com essa finalidade, obtendo, em 2019, produtividade da cana igual a zero.

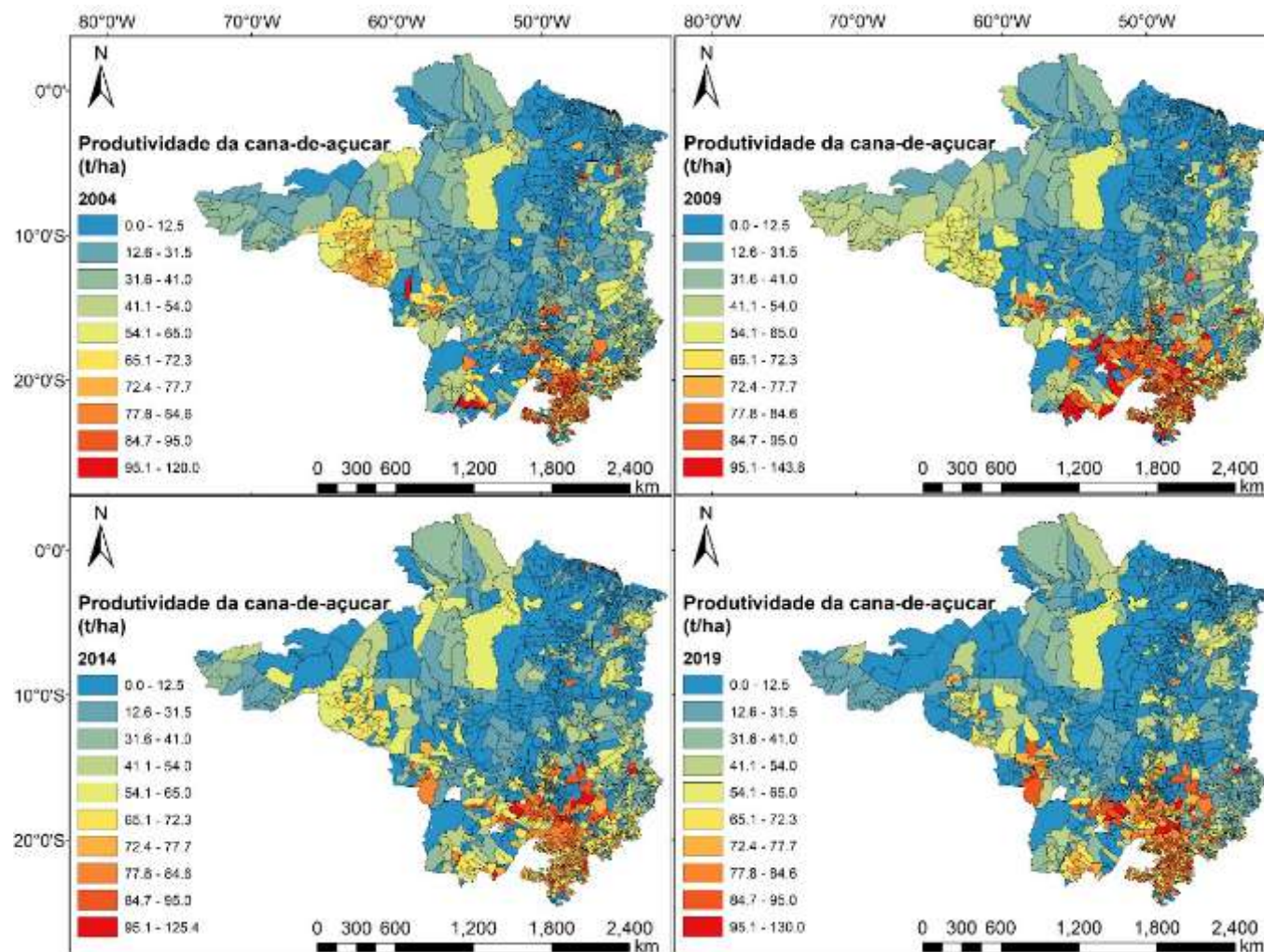


Figura 33 – Evolução da produtividade da cana-de-açúcar, em t/ha, na área de estudo, em anos seleccionados (2004, 2009, 2014 e 2019).
Fonte: Elaboração própria.

Analisando a evolução dos preços recebidos pelo produtor com o cultivo da cana (Figura 34), nota-se uma elevação nominal de mais de 136,6% do valor obtido, entre 2004-2019. Os preços tiveram ao longo do tempo uma tendência de alta, conforme Gráfico 7, com poucas quedas no valor – redução pequena em 2010 em relação a 2009 e 2019 confrontando 2018 e maior variação negativa em 2015 comparando a 2014 – e elevada alta de 2010 para 2011 e de 2016 para 2017.

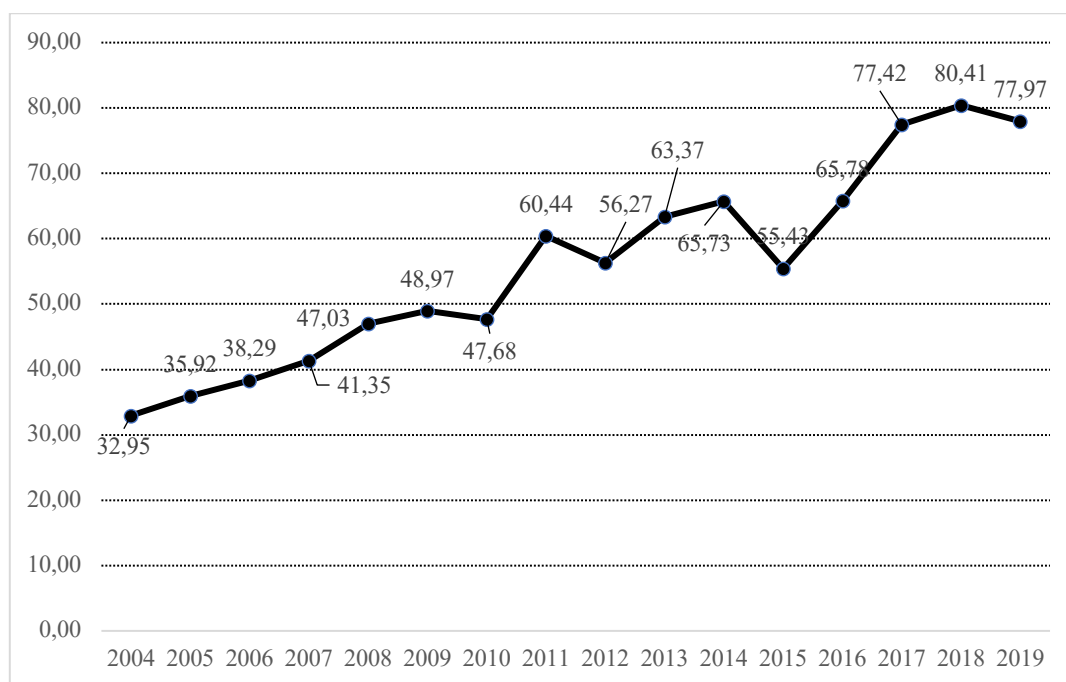


Gráfico 7 – Evolução do preço médio da cana, em R\$/t, na área de estudo, entre 2004-2019.

Fonte: Elaboração própria.

A Figura 34 mostra a volatilidade de preços da cana-de-açúcar na área de estudo. Em 2009, havia preços elevados recebidos pela cana em diferentes municípios amazonenses e no Estado do Pará. Em 2014, a alta se encontra nos municípios do Amazonas mais próximos de Rondônia, além de diferentes municípios rondonienses, por exemplo. Em 2019, a alta do valor recebido pela cana se localiza em alguns municípios do Pará e alguns espalhados na região do MATOPIBA.

Após esmiuçar a metodologia de cálculo das variáveis com detalhamento do comportamento de cada uma delas no período temporal proposto, a próxima etapa agora é analisar como essas variáveis influenciaram cada um dos usos da terra sugeridos por meio de diferentes ferramentas de análise: a econometria clássica de dados em painel, a análise exploratória de dados, os modelos espaciais e, por fim, a regressão geograficamente ponderada.

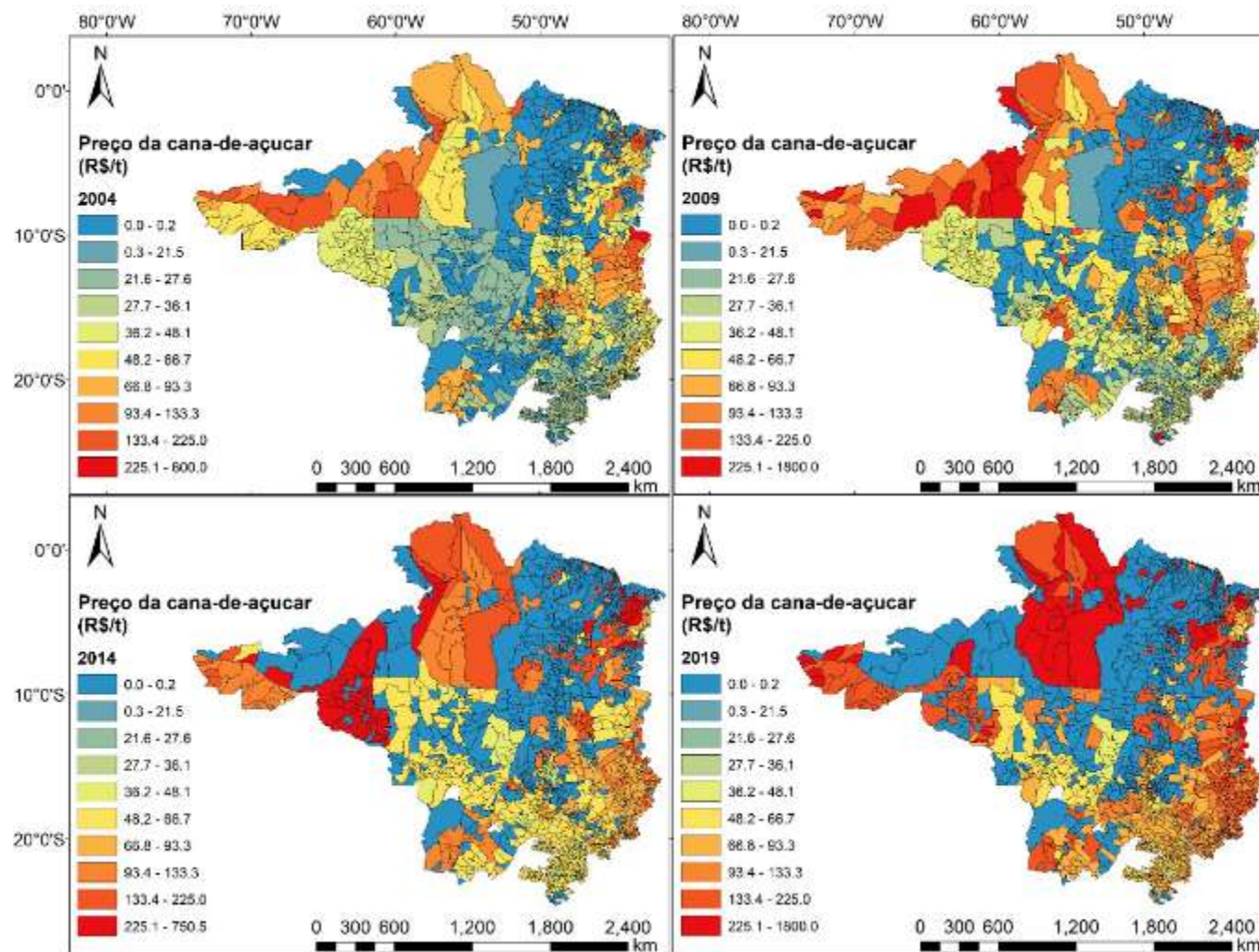


Figura 34 – Evolução dos preços da cana-de-açúcar, em R\$/t, na área de estudo, em anos seleccionados (2004, 2009, 2014 e 2019).
Fonte: Elaboração própria.

4.

Análise espacial dos dados e modelos de estimação do uso da terra

Dados em painel é uma combinação de dados em corte transversal e temporais, ou seja, são dados nos quais várias unidades se alteram ao longo do tempo. Em relação à tese, dados municipais que variam ao longo de um período de 2004 a 2019.

Dados em painel possuem características relevantes em comparação à série temporal ou ao corte transversal (*cross-section*): possuem as dimensões temporal e de corte transversal; aumentam o tamanho da amostra, menor colinearidade entre as variáveis, maior eficiência e mais graus de liberdade; examinam a dinâmica de mudança; detectam e medem melhor os efeitos e, por fim, permitem modelagens mais complexas.

Existem quatro técnicas de estimação para esse tipo de dados, dentro da econometria tradicional ou clássica: modelo de mínimos quadrados ordinários (MQO) para dados empilhados, modelo de efeitos fixos, modelo de efeitos aleatórios e modelo de mínimos quadrados com variáveis *dummies* para efeitos fixos. Esse último será descartado na análise por não haver variáveis *dummy* nos dados da tese (Hsiao, 2003; Wooldridge, 2006; Greene, 2011; Gujarati & Porter, 2011; Baltagi, 2015, 2021; Cabral, 2017).

O modelo de dados empilhados despreza tanto à natureza do corte transversal quanto à das séries temporais. Em outras palavras, estima-se uma regressão com todos as observações sem considerar nem a influência dos municípios da área de estudo nem do tempo (2004-2019). Nesse modelo, não há efeitos não observados.

Caso haja efeitos, é preciso estimar o modelo de dados em painel ou com efeitos fixos ou com efeitos aleatórios. Se os coeficientes angulares são constantes ao longo do tempo, porém são diferentes entre os indivíduos, a preferência é pelo modelo com efeito fixo. Diferentemente do modelo com efeito fixo, o aleatório considera que o intercepto seja uma variável aleatória e não uma constante (Wooldridge, 2006; Freitas, 2010; Gujarati & Porter, 2011; Greene, 2011; Almeida, 2012; Baltagi, 2015, 2021).

Para saber se o modelo tem ou não efeitos não observados, deve-se usar o teste de Breusch-Pagan (Breusch & Pagan, 1980). Esse teste de multiplicador de Lagrange tem como as seguintes hipóteses:

$H_0: \sigma_\mu = 0$ [A variância dos resíduos devido aos efeitos é igual a zero.]

$H_1: \sigma_\mu \neq 0$

Esse teste é aplicado comparando as variâncias dos resíduos do modelo de dados empilhados e modelos com efeitos aleatórios. Caso a hipótese nula seja rejeitada, há efeitos não observados (Wooldridge, 2006; Freitas, 2010; Gujarati & Porter, 2011; Greene, 2011; Almeida, 2012). Em todas as regressões de cada *share* do uso da terra (s_{agr} , s_{pas} , s_{for} e s_{oth}), em qualquer nível de significância, há rejeição da hipótese nula, isto posto, o modelo deve considerar os efeitos, descartando o modelo MQO com dados empilhados.

Logo, os dados têm que considerar as naturezas do indivíduo e do tempo. Caso o modelo fosse estimado como dados empilhados, as estimativas estariam enviesadas e inconsistentes. O próximo passo é saber se esses efeitos são fixos ou aleatórios (Almeida, 2012; Baltagi, 2015).

O teste de Hausman mostra se o termo de erro composto (μ_i) – combinação do erro com corte transversal e com série temporal – não tem correlação com as variáveis explicativas (X_{it}). Se o valor dessa relação $E[\mu_i/X_{it}]$ for igual a zero, ou seja, a hipótese nula é válida, o melhor modelo é com efeitos aleatórios. Senão, o modelo com efeitos fixos é o melhor, já que leva a estimativas consistentes e apropriadas em que μ_i e X_{it} não são independentes (Hausman, 1978; Cameron & Trivedi, 2005; Wooldridge, 2006; Freitas, 2010; Gujarati & Porter, 2011; Greene, 2011; Baltagi, 2015, 2021; Cabral, 2017).

Ao estimar cada uso da terra com o teste, detectou-se um problema em três dos quatro usos exceto s_{oth} , em atender às suposições assintóticas da distribuição qui-quadrada usada no teste de Hausman. Por isso, caso haja efeitos espaciais, deve-se escolher um dos modelos espaciais e adicionar o teste. Com isso, é possível averiguar se o modelo é com efeito fixo ou deve ser estimado com efeitos aleatórios. Quando isso foi efetuado, observou-se que a melhor opção é o modelo com efeitos fixos. Logo, todos os modelos com essas variáveis, para o período proposto, deve adicionar efeitos fixos.

Segundo Elhorst (2003), os modelos de dados em painel podem ser expandidos com a incorporação de efeitos espaciais: autocorrelação espacial e heterogeneidade espacial. Porém, é preciso aplicar algum tipo de ferramenta para averiguar se isso é necessário ou

não. Com isso, deve ser feita uma análise exploratória de dados espaciais (AEDE)¹⁰⁷.

4.1.

Análise exploratória de dados espaciais

AEDE é um conjunto de técnicas voltadas a descrever e observar distribuições espaciais, identificar *outliers* espaciais e, detectar padrões de associação espacial ou clusters espaciais e sugerir a existência de outras formas de heterogeneidade espacial (Fotheringham et al., 2000; Le Gallo & Ertur, 2003; Arbia, 2006; Almeida, 2012). Primeiramente, deve-se verificar se os dados apresentam ou não aleatoriedade espacial, ou seja, o primeiro efeito especial: autocorrelação espacial.

A autocorrelação espacial tem como objetivo averiguar como os dados estão agrupados, distribuídos ou dispersos aleatoriamente. Assim, se os valores de um atributo de uma região são independentes ou dependentes dos valores desse atributo nas regiões vizinhas. Em suma, se existe ou não dependência espacial. Aplicando a teoria à tese, significa ver se um determinado uso da terra do município é dependente ou independente desse mesmo uso nas regiões adjacentes (Cliff & Ord, 1981; Anselin, 1988; Anselin & Bera, 1998; Fotheringham et al., 2002; Le Gallo, 2002; LeSage & Page, 2009; Almeida, 2012; Cabral, 2017).

A dependência espacial está sujeita a Primeira Lei da Geografia enunciada pelo geográfico quantitativo e estatístico suíço Waldo Tobler, em 1970. A lei destaca o papel da proximidade para o surgimento da interação espacial entre os fenômenos (Tobler, 1970). Nesse caso, a existência da dependência espacial leva a violação mais grave do Teorema de Gauss-Markov.

Dentre as hipóteses do teorema, importante para garantir que o estimador de mínimos quadrados ordinários (MQO) é o melhor estimador linear não viesado, a mais grave caso seja violada é a da independência dos erros, mesmo que relaxada, ressalta que as unidades i e j não possuam, pelo menos, associação linear entre elas. Portanto, $(Corr(\varepsilon_i \varepsilon_j | X) = Corr(\varepsilon_i \varepsilon_j) = 0$. Com a dependência espacial, isso não ocorre e será diferente de zero, o teorema não é mais válido e o estimador MQO deixa de ser o melhor

¹⁰⁷ De acordo com os autores Anselin (1995) e Almeida (2012), essa análise é adequada sobretudo para investigar variáveis espacialmente densas ou intensivas, correlacionadas com a área ou a população total da região, como ocorre em diferentes variáveis usadas na tese.

(Anselin, 1988; Anselin & Bera, 1998; Fotheringham et al., 2002; Le Gallo, 2002; Le Gallo & Ertur, 2003; LeSage & Page, 2009; Almeida, 2012).

Além da hipótese de independência dos erros, os efeitos espaciais podem também influenciar as outras hipóteses do teorema de Gauss-Markov, podendo torná-lo inválido.

A hipótese de linearidade dos parâmetros, por exemplo, continua válida mesmo em presença de autocorrelação espacial. Entretanto, com heterogeneidade espacial, a especificação do modelo pode ser alterada, na medida em que os coeficientes variam de acordo com a localização do fenômeno estudado. É preciso ressaltar que, dentro da econometria clássica, possíveis problemas com essa hipótese podem ser superados seja com a inserção de variáveis *dummy*, seja com o modelo *switching regressions* que permite a variabilidade dos coeficientes na regressão (Wooldridge, 2006; Greene, 2011; Gujarati & Porter, 2011; Almeida, 2012).

A terceira hipótese do teorema diz que a matriz das variáveis independentes (X) de dimensão $n \times k$ tem pleno posto¹⁰⁸. Logo, não há colinearidade entre as variáveis e elas são, assim, linearmente independentes entre si (Wooldridge, 2006; Greene, 2011; Gujarati & Porter, 2011). O problema de multicolinearidade imperfeita pode ser agravado quando adicionados os efeitos espaciais.

De acordo com Almeida (2012), o uso, às vezes, de defasagens espaciais em determinados modelos e, se isso ocorre com defasagens das variáveis explicativas, pode haver elevada multicolinearidade e aumento do erro-padrão das estimativas dos coeficientes da regressão. Tal fato causa problemas na inferência estatística e torna os resultados inválidos. No caso da tese, há um atenuante. Segundo o mesmo autor, essa possibilidade é suavizada quando se tem muitos municípios (N). A existência de um elevado N compensa a alta correlação existente entre as variáveis explicativas e suas defasagens espaciais.

A hipótese seguinte é a da média condicional do termo de erro em relação às variáveis explicativas igual a zero. Consequentemente, não há problema de viés de variável relevante omitida e os erros e as variáveis explicativas não têm nenhuma relação de dependência linear ou não linear entre qualquer região. Em suma, essa hipótese implica que as variáveis explicativas sejam estritamente exógenas. Sob essa hipótese, assume-se

¹⁰⁸ Nenhuma da coluna da matriz X é uma função linear em relação às outras colunas da matriz.

adicionalmente que a variável dependente e as independentes sejam medidas sem erro, caso haja erro nas independentes, as estimativas seriam enviesadas e se houver erro nos dois tipos de variáveis (dependente e independentes), as estimativas seriam viesadas e inconsistentes (Wooldridge, 2006; Greene, 2011; Gujarati & Porter, 2011).

No contexto de econometria espacial, tal hipótese pode ser violada de diferentes maneiras (Almeida, 2012). Em primeiro lugar, caso haja omissão de defasagens espaciais relevantes na especificação do modelo. Segundo e mais grave, mesmo com a inclusão correta da defasagem espacial, por conta da multidirecionalidade, esta variável se torna endógena. Nas séries temporais, a direção da interação e dependência no tempo é unidirecionalmente. No espaço, é multidirecional e recíproca. Há a chamada endogeneidade espacial (Almeida, 2012). “A teoria amostral de processos estocásticos no espaço não é igual a de série de tempo estacionária, já que a variável de série temporal é influenciada somente por valores passados, enquanto a dependência de processo espacial se entende para todas as direções.” (Whittle, 1954, p. 434, tradução nossa)¹⁰⁹.

Logo, o estimador de MQO é viesado e inconsistente com a endogeneidade espacial. Para corrigir o problema, necessita-se de outro estimador adequado para retificar esse problema como ocorre nos diferentes modelos econométrico-espaciais.

Além disso, há também problemas com uma má escolha da matriz de ponderação espacial e do nível hierárquicos dos dados. Em relação à matriz de ponderação, se o processo de escolha for equivocado ao não escolher a matriz que a capte o máximo da autocorrelação espacial dos dados do estudo, ou seja, a variável dependente, mesmo com o método de estimação correto para corrigir a endogeneidade espacial, a matriz provoca uma perda da capacidade do método de resolver esse problema. Por isso, como será visto posteriormente, é preciso determinar diferentes tipos de matrizes e, por meio de uma estatística, determinar qual a matriz mais adequada ao estudo (Freitas, 2010; Almeida, 2012; Golgher, 2015; Cabral, 2017).

A variância do erro condicional das variáveis explicativas tem que ser constante e os erros, a mesma variância, ou seja, homocedásticos. Essa é a última hipótese do teorema de Gauss-Markov. Caso haja heterocedasticidade, os erros padrão das estimativas são

¹⁰⁹ “The sampling theory of stationary processes in space is not completely analogous to that of stationary time series, due to the fact that the variable of a time series is influenced only by the past values, while for a spatial process dependence extends in all directions.”

viesados e os testes t e F não são mais válidos¹¹⁰ (Wooldridge, 2006; Greene, 2011; Gujarati & Porter, 2011). Quando se há modelo econométrico-espacial, existe a possibilidade de haver a chamada heterogeneidade espacial.

O princípio da heterogeneidade espacial foi estabelecido na Segunda Lei da Geografia (Goodchild, 2004). Ela significa a falta de estabilidade no espaço dos comportamentos ou das relações econômicas, possibilitando o surgimento de padrões. Dessa forma, os parâmetros variam e podem mudar a forma estrutural do modelo (Le Gallo, 2004; Almeida, 2012). No caso dos modelos de dados em painel, a heterogeneidade espacial é incluída variando o intercepto, representando os efeitos individuais não observados (Freitas, 2010). Porém, mesmo assim, há a possibilidade de haver heterogeneidade espacial extrema. Para corrigir esse problema, usa-se, por exemplo, regressão ponderada geograficamente (RPG). O grande problema dessa ferramenta é a impossibilidade de ser aplicada em dados em painel e deve ser feita em dados tipo *cross-section*.

Diante desse fato, é preciso aplicar uma análise exploratória dos dados para determinar se há ou não presença de efeitos espaciais. A primeira ferramenta dentro desse conjunto é a autocorrelação espacial global. O coeficiente de autocorrelação espacial global é capaz de determinar se existe a dependência espacial e se sim, consequentemente, usar algum método de estimação para corrigir esse problema e descartar o método econométrico clássico (Anselin, 1988; Le Gallo, 2002; Almeida, 2012).

Há diferentes coeficientes de autocorrelação espacial global: índice de Moran, estatística G de Getis-Ord e estatística G de Geary. Todos, conforme mostra o Quadro 2, dependem da definição do arranjo espacial das observações, em outras palavras da matriz de pesos espaciais¹¹¹ (W).

¹¹⁰ Mesmo não sendo uma das hipóteses do teorema de Gauss-Markov, é preciso ressaltar que o uso da econometria espacial pode ocorrer não normalidade dos erros. Isso pode levar a problemas na inferência estatística e na validade dos testes t e F. O princípio da normalidade dos erros é que os erros seguem uma distribuição normal, ou seja, média igual a zero e variância constante (Wooldridge, 2006; Greene, 2011; Gujarati & Porter, 2011). A mesma lógica observada na hipótese de média condicionada, descritas linhas acima. Logo, no caso da tese, isso foi suavizado com a presença de um quantitativo grande de observações (Almeida, 2012).

¹¹¹ Um dos problemas na construção de matriz de vizinhança é a presença de “ilhas”, regiões que não possuem fronteira geográfica com nenhuma outra região (Almeida, 2012). Na tese, todos os municípios (n=1747) possuem, pelo menos, duas regiões com fronteira geográfica, não havendo presença de ilhas e nem impeditivo de construção de diferentes matrizes.

Estatística	Fórmula de cálculo	Média teórica	Intervalo de valores	Autocorrelação espacial	
				Positiva	Negativa
I de Moran	$I = \frac{\frac{n}{S_o} * z'Wz}{z'z}$	$-\frac{1}{(n-1)}$	$[-1; 1]$	Acima da média teórica	Negativos e abaixo da média teórica
c de Geary	$c = \frac{n-1}{2\Sigma_i\Sigma_j w_{ij}} * \left[\frac{\Sigma_i\Sigma_j w_{ij}(y_i - y_j)^2}{\Sigma_i(y_i - \bar{y})^2} \right]$	1	$[0; 2]$	$0 < c < 1$	$1 < c < 2$
G de Getis-Ord	$G = \frac{\Sigma_i\Sigma_j w_{ij}(d)y_i y_j}{\Sigma_i\Sigma_j y_i y_j}$	-	$-\infty; +\infty$	Z positivos e negativos	-

Quadro 2 - Estatísticas de autocorrelação espacial global.

Fonte: Elaboração própria a partir de Freitas (2010), Almeida (2012)

Notas: (a) n = número de regiões; S_o = soma de todos os elementos da matriz de pamesos, z = vetor com os valores da variável de interesse padronizada.

(b) O conjunto de vizinhos para cada região considera as observações que fic dentro de uma distância crítica (d) fixa da região. Regiões dentro da distância mínima recebem valor unitário e fora, valor nulo.

A matriz de ponderação espacial (W) possui a informação o quanto a interação é mais forte entre os municípios mais próximos, geográfica ou economicamente, e menor, quanto mais distantes os municípios (Freitas, 2010; Almeida, 2012; Golgher, 2015).

O uso de matriz de pesos espaciais com fator socioeconômico (por exemplo, PIB, renda per capita etc.) é um problema se aplicado em dados em painel na medida em que uma das características da matriz é ser igual ao longo do tempo.

Em suma, caso haja mudanças socioeconômicas, não há a possibilidade de alterar a matriz de vizinhança e, com isso, não se capta corretamente a influência espacial na análise (Almeida, 2012; Golgher, 2015). Consequentemente, conforme já salientado em uma das hipóteses do teorema Gauss-Markov, o uso incorreto da matriz pode levar a endogeneidade espacial e o estimador fica enviesado e inconsistente.

No caso de matrizes considerando a proximidade geográfica, há dois tipos: as baseadas na contiguidade¹¹² e aquelas que consideram a distância geográfica. Ressalta-se que a escolha da matriz tem que ser feita com cuidado, na medida em que, uma matriz que não capture bem a autocorrelação espacial, o problema da dependência espacial persiste e o estimador continua sendo viesado e inconsistente como ocorre na econometria tradicional conforme citado na questão da endogeneidade espacial e a hipótese da média condicional zero do teorema de Gauss-Markov. Por isso, com diferentes matrizes, foi escolhida aquela que gerou o maior valor do índice de Moran para cada um dos usos (Almeida, 2012).

Para a tese, foram estimadas: uma matriz do tipo contiguidade, rainha, considerando primeira, segunda e terceira ordens de contiguidade, e dois tipos matrizes de distância geográfica: matriz de k vizinhos mais próximos ($k = 1$ a 5) e matriz do inverso da distância (elevado a 1 e ao quadrado). Assim, foram gerados 10 diferentes tipos de matrizes de vizinhança¹¹³. Esse procedimento foi baseado no estudo proposto por Baumont (2004)¹¹⁴. Cada matriz foi aplicada para cada uso da terra e para cada ano dos dados em painel. A matriz do $k = 1$ vizinho mais próximo foi a que obteve o maior valor para o índice de Moran e do c de Geary e logo, foi a escolhida para ser empregada em todos os modelos espaciais com efeito fixo.

Os resultados do índice de Moran para cada uso da terra com a melhor matriz são vistos nas Tabela 8, Tabela 9, Tabela 10 e Tabela 11. Todos os coeficientes de autocorrelação são significativos para todos os usos e anos. Observando a estatística I de Moran, todos os valores são muito acima do valor esperado, média teórica do Quadro 2, nesse caso -0,001 para Moran e 1,0 para c de Geary. Portanto, há autocorrelação positiva em todos os anos e usos. No caso da medida estatística c de Getis-Ord, detectou-se autocorrelação espacial positiva.

¹¹² Matriz de contiguidade é construída em consonância com a ideia de que, pelo menos, duas regiões são vizinhas partilham de uma fronteira física comum.

¹¹³ Para as matrizes de contiguidade, foi utilizado o software Geoda e, para a de k vizinhos, Stata, com o comando *spwmatrix*. Em relação à análise exploratória dos dados espaciais, as estimativas foram quase na sua totalidade feitas com o uso também do Geoda.

¹¹⁴ De acordo com esse procedimento, deve-se variar a matriz até $k=20$, porém como os valores começaram a cair, para qualquer uso da terra, aumentando tanto os valores do vizinho quanto a ordem da contiguidade da matriz, não se prosseguiu com valores maiores.

<i>spas</i>	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Moran	0,831***	0,827***	0,826***	0,826***	0,825***	0,824***	0,825***	0,826***
c de Geary	0,189***	0,190***	0,192***	0,192***	0,194***	0,194***	0,194***	0,194***
G de Getis-Ord	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***
<i>spas</i>	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Moran	0,823***	0,825***	0,825***	0,820***	0,820***	0,810***	0,819***	0,819***
c de Geary	0,196***	0,196***	0,196***	0,200***	0,198***	0,200***	0,200***	0,200***
G de Getis-Ord	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***

Tabela 8 – Estatísticas de autocorrelação espacial global para a variável *spas*.

Fonte: Elaboração própria.

Notas: (a) * p-valor < 10%, ** p-valor < 5% e *** p-valor < 1%.

(b) resultados obtidos por meio do comando *spatgsa*.

<i>sagr</i>	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Moran	0,838***	0,845***	0,843***	0,839***	0,841***	0,852***	0,842***	0,859***
c de Geary	0,181***	0,181***	0,179***	0,181***	0,175***	0,164***	0,172***	0,164***
G de Getis-Ord	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***
<i>sagr</i>	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Moran	0,838***	0,850***	0,835***	0,832***	0,841***	0,841***	0,846***	0,842***
c de Geary	0,175***	0,169***	0,180***	0,180***	0,172***	0,174***	0,172***	0,172***
G de Getis-Ord	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***

Tabela 9 – Estatísticas de autocorrelação espacial global para a variável *sagr*.

Fonte: Elaboração própria.

Notas: (a) * p-valor < 10%, ** p-valor < 5% e *** p-valor < 1%

(b) resultados obtidos por meio do comando *spatgsa*.

<i>sfor</i>	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Moran	0,809***	0,805***	0,802***	0,794***	0,792***	0,792***	0,782***	0,790***
c de Geary	0,191***	0,196***	0,197***	0,207***	0,208***	0,208***	0,219***	0,214***
G de Getis-Ord	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***
<i>sfor</i>	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Moran	0,773***	0,770***	0,751***	0,750***	0,756***	0,752***	0,756***	0,756***
c de Geary	0,226***	0,231***	0,249***	0,252***	0,245***	0,249***	0,244***	0,242***
G de Getis-Ord	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***	0,001***

Tabela 10 – Estatísticas de autocorrelação espacial global para a variável *sfor*.

Fonte: Elaboração própria.

Notas: (a) * p-valor < 10%, ** p-valor < 5% e *** p-valor < 1%

(b) resultados obtidos por meio do comando *spatgsa*.

<i>soth</i>	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Moran	0,536***	0,536***	0,528***	0,539***	0,535***	0,542***	0,541***	0,543***
c de Geary	0,463***	0,462***	0,465***	0,458***	0,457***	0,458***	0,457***	0,458***
G de Getis-Ord	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***
<i>soth</i>	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Moran	0,552***	0,552***	0,551***	0,557***	0,561***	0,563***	0,562***	0,565***
c de Geary	0,453***	0,453***	0,448***	0,446***	0,446***	0,443***	0,442***	0,443***
G de Getis-Ord	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***	0,002***

Tabela 11 – Estatísticas de autocorrelação espacial global para a variável *soth*.

Fonte: Elaboração própria.

Notas: (a) * p-valor < 10%, ** p-valor < 5% e *** p-valor < 1%

(b) resultados obtidos por meio do comando *spatgsa*.

A escolha da matriz k1 vizinho não significa que mudanças no tipo de uso de um determinado município região não influencia outros vizinhos além do mais próximo, porém a intensidade da influência é menor. O efeito da mudança em um determinado uso da terra sobre os vizinhos pode ser estimado por meio do correlograma de Moran.

Essa estatística avalia como se comporta o índice de Moran em função da distância, em quilômetros (km), ou seja, o alcance da dependência espacial do município *i* em relação aos outros municípios. Para a tese, mostra até quantos km mudanças em um determinado uso da terra de um município, a partir de seu centroide, influencia as regiões vizinhas. Essa influência, normalmente, como é no caso do estudo, decai com o aumento da distância em todos os usos¹¹⁵.

Os resultados para determinados anos podem ser averiguados nos Tabela 12 e Gráfico 8. Observa-se que, por exemplo, em 2004, mudanças na participação relativa da floresta do município *i* influenciam num raio de até, aproximadamente, 726,4 km seus municípios vizinhos. Para efeito de comparação, ir do centro de Acrelândia ao centro de Mâncio Lima, praticamente de um extremo ao outro no Estado do Acre, equivale a um pouco mais de 700 km, valor menor ao estimado ou muito menor ainda entre o centro de Caiapônia, em Goiás, ao centro da capital do país, cerca de 530 km.

Entre 2004-2008, nota-se uma queda no alcance da dependência espacial na pastagem, na agricultura e na floresta e sem alterações nos outros usos. Todavia, essa tendência de queda se reverte, a partir de 2008, nos usos agricultura e pastagem até ficarem, em 2019, estáveis. Ou seja, mudanças no uso da terra num município com agricultura ou com pastagem, ao longo dos anos, impactaram ainda mais nos municípios vizinhos.

No caso de florestas, mudanças nesse uso em qualquer município da área de estudo diminuíram o alcance espacial sobre seus municípios vizinhos, porém o tamanho do alcance é muito maior se comparado com os outros, cerca de duas vezes o alcance gerado pela pastagem e quase uma vez e meia, pela agricultura.

Para os outros usos, o alcance da dependência espacial não se alterou muito durante o período, com uma leve queda, em 2016 em relação ao ano de 2012, porém voltou ao mesmo nível em 2019.

¹¹⁵ Essa estatística foi estimada com o uso do software SAM.

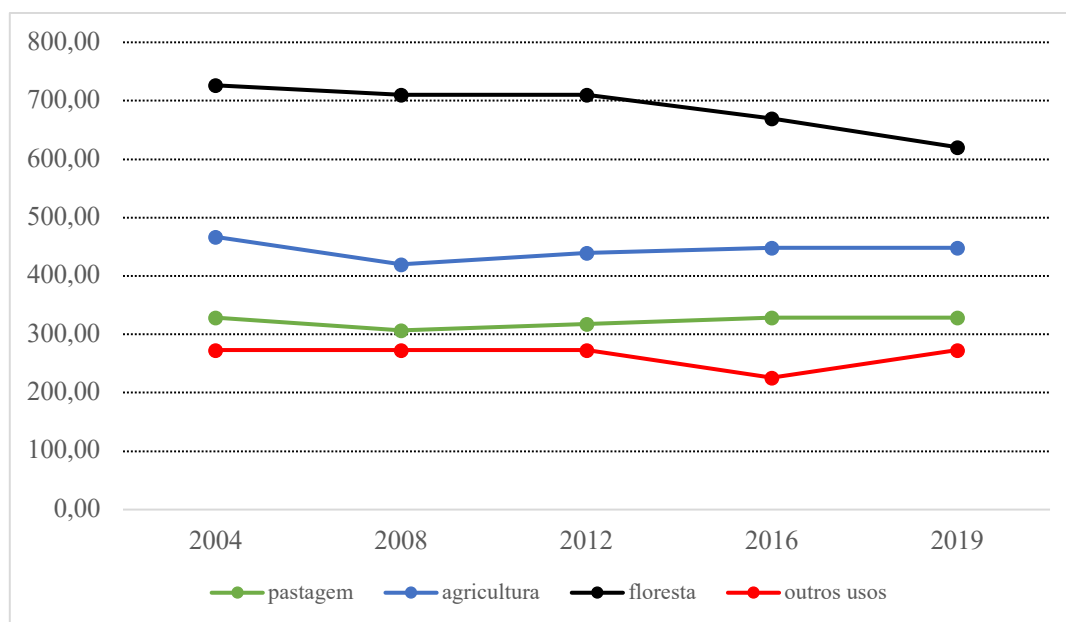


Gráfico 8 – Correlograma de Moran para cada uso da terra nos anos de 2004, 2008, 2012, 2016 e 2019, em distância em km.

Fonte: Elaboração própria.

Nota: * p-valor < 10%, ** p-valor < 5% e *** p-valor < 1%.

tipos de uso da terra	2004	2008	2012	2016	2019
pastagem	328,62***	306,82***	317,74*	328,62**	328,62**
agricultura	466,86**	419,91**	438,92***	448,28**	448,28**
floresta	726,38**	710,03***	710,03**	669,24***	620,46**
outros usos	273,14***	273,14**	273,14***	225,86**	273,14*

Tabela 12 – Valores do correlograma de Moran para cada uso da terra nos anos de 2004, 2008, 2012, 2016 e 2019, em distância em km.

Fonte: Elaboração própria.

Nota: * p-valor < 10%, ** p-valor < 5% e *** p-valor < 1%.

Outra abordagem para visualizar a autocorrelação espacial é o diagrama de dispersão de Moran, que mostra a defasagem espacial da variável de interesse, para a tese, os *shares* de cada uso da terra, no eixo vertical e o valor da variável de interesse no eixo horizontal, ambos padronizados com o objetivo de ter média zero e variância igual a 1.

Esse diagrama mostra a dispersão de pontos representando os municípios com a indicação da declividade dessa reta cujo valor é o próprio índice de Moran. Para estimar essa reta, aplica-se uma regressão linear simples por mínimos quadrados ordinários. Se o coeficiente angular da reta é positivo, há evidências de autocorrelação espacial global positiva.

Todavia, essa estatística apresenta outras informações ainda mais relevantes como os tipos de associações linear espacial por meio dos quadrantes: Alto-Alto (AA), Baixo-Baixo (BB), Alto-Baixo (AB) e Baixo-Alto (BA) (Figura 35).

O quadrante AA significa altos valores da variável de interesse rodeados com outras regiões, no caso da tese, municípios que apresentam também valores acima da média da variável de interesse. No quadrante BA, o município apresenta baixo valor da variável de interesse, porém é circundado com municípios com alto valor. O terceiro quadrante BB tanto o município quanto os municípios ao seu redor possuem valores abaixo da variável de interesse, ou seja, abaixo da média. E, por fim, no último e quarto quadrante, AB, o município tem alto valor da variável de interesse, mas tem como vizinhos, valores abaixo da média.

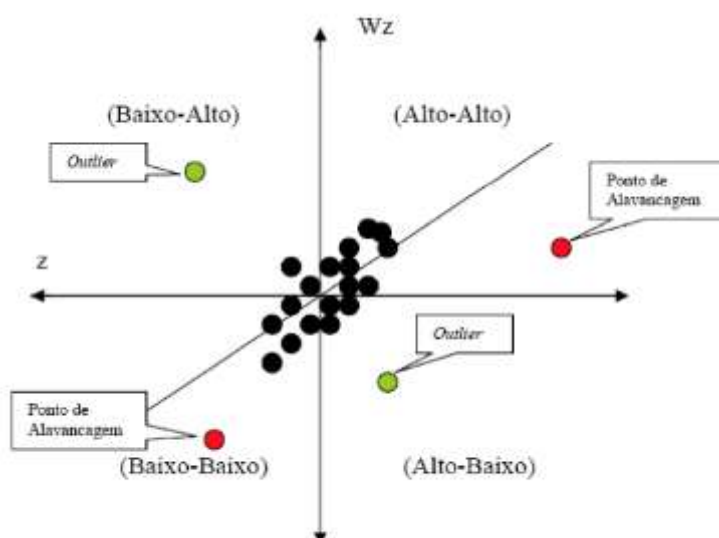


Figura 35 – Exemplo de diagrama de dispersão de Moran.

Fonte: Carvalho (2008).

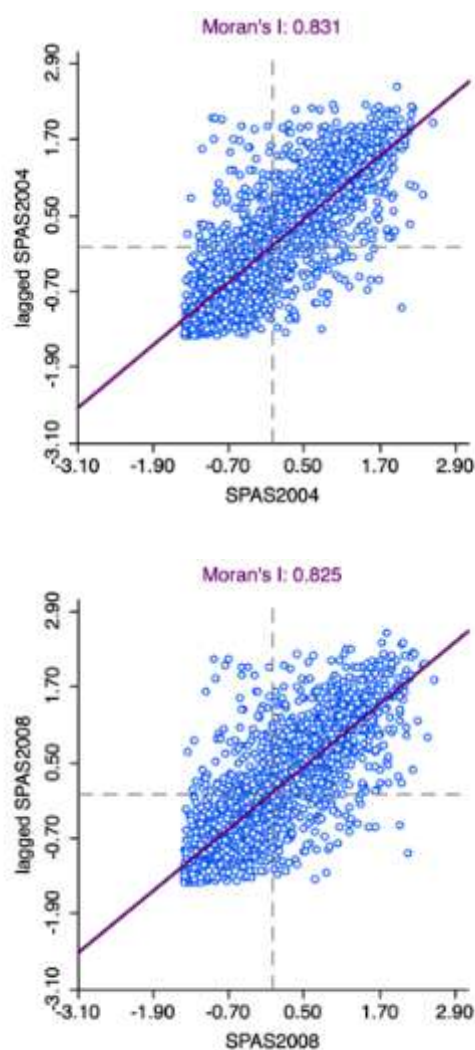
Além disso, esse tipo de estatística mostra possível presença de *outliers* espaciais e pontos de alavancagem, conforme a Figura 35. Esses pontos podem influenciar o índice de Moran, pois podem modificar a inclinação da reta de regressão (Almeida, 2012).

Os outliers espaciais são observações discrepantes que não seguem o mesmo processo de dependência espacial da maioria dos dados. Infelizmente, esse tipo de dados exercem uma influência espúria sobre o índice de Moran, podendo talvez alterar o teste. Os pontos de alavancagem seguem o mesmo processo de dependência, porém de forma exagerada sobre o índice de Moran (Almeida, 2012).

Para os dados da tese, utilizando-se dos mesmos anos estabelecidos no correlograma de Moran (2004, 2008, 2012, 2016 e 2019), observa-se que, para as variáveis *spas* e *sagr*, grande parte dos dados se concentram sobre a regressão e não há muitos municípios como pontos de alavancagem e outliers.

Para pastagem, nota-se associações espaciais ou no quadrante AA ou no quadrante BB, em todos os anos (Figura 36). Ou seja, na pastagem, há associações espaciais de municípios de baixo valor com municípios com baixo valor e associações de alto valor com municípios vizinhos com alto valor.

No caso da agricultura, essa concentração espacial se resume no quadrante AA (Figura 37). Na agricultura, grande parte das associações são entre município de alto valor circundados com municípios com alto valor.



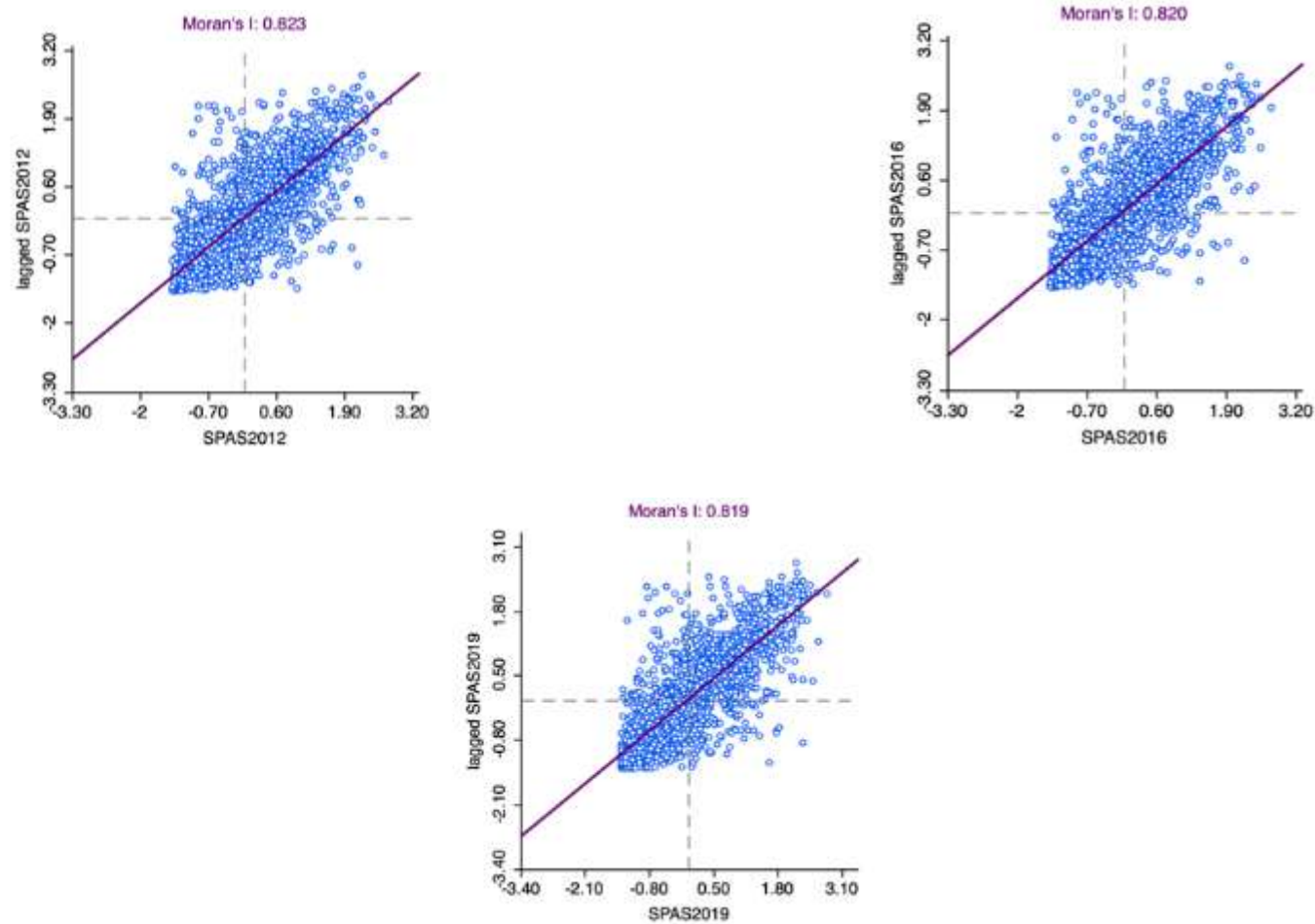
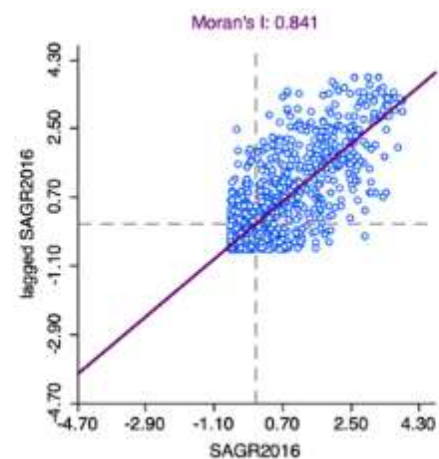
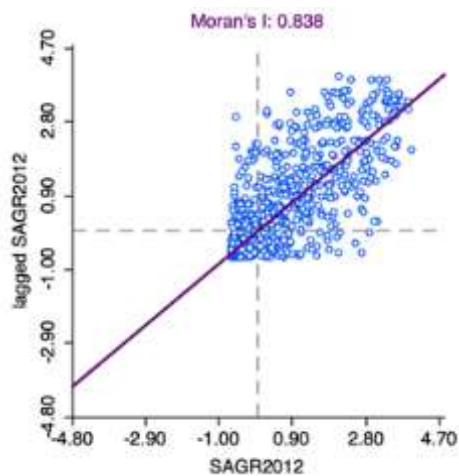
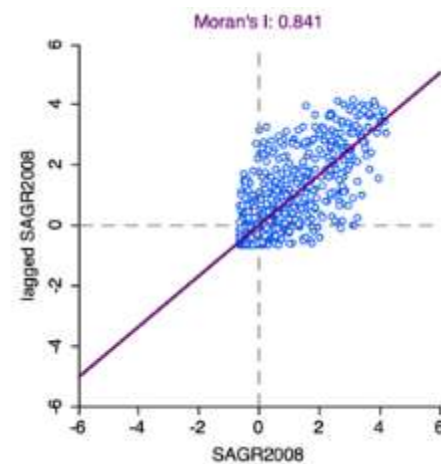
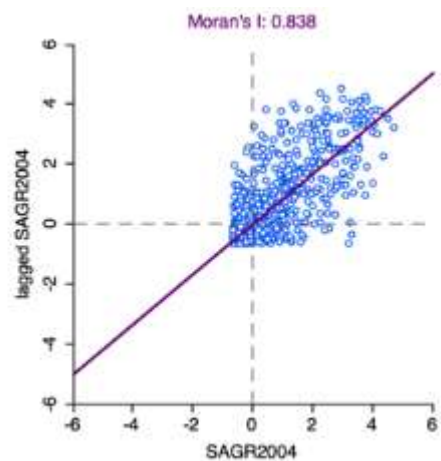


Figura 36 – Diagramas de dispersão para a variável *spas* para os anos 2004, 2008, 2012, 2016 e 2019.

Fonte: Elaboração própria.



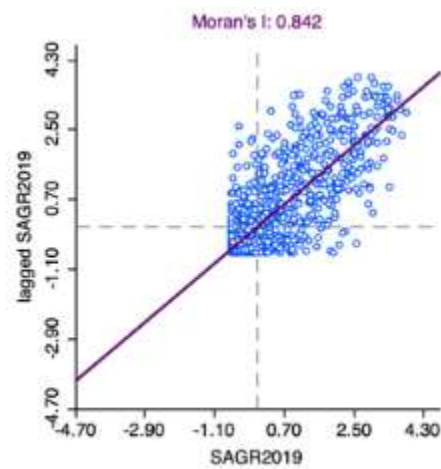
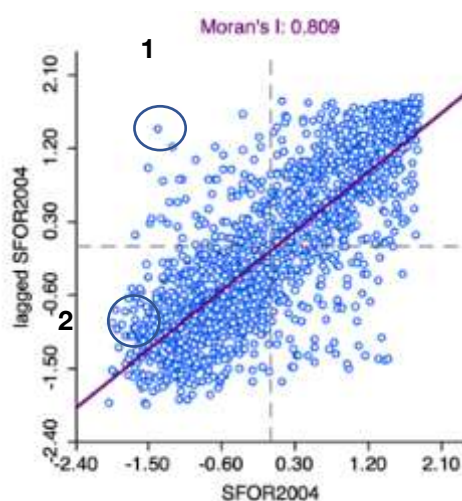


Figura 37 – Diagramas de dispersão para a variável *sagr* para os anos 2004, 2008, 2012, 2016 e 2019.
Fonte: Elaboração própria.

Para a variável *sfor*, ocorre maior dispersão dos dados com maior presença de outliers e pontos de alavancagem. Mesmo assim, há dois padrões de associação espacial bem característico assim como na variável *spas*. Os dois quadrantes predominantes são do tipo AA e BB, sendo esse com maior presença de pontos.

A existência de alguns outliers e pontos de alavancagem está no fato de serem municípios ou com baixo valor de participação relativa da floresta em relação à área total como é o caso de Tucumã, no Pará (ponto 1) cujo vizinhos em sua volta apresentam valores bem mais elevados (quadrante BA) ou o exemplo de Nepomuceno, em Minas Gerais, com baixos valores ao longo dos anos de *sfor*, porém com vizinhos com valores um pouco mais elevados, por exemplo, Aguanil e Campo Belo. Essa diferença de valores, que provoca a existência de outliers ou pontos de alavancagem, ocorre quando a reta apresenta inclinação positiva e representam mais de dois desvios-padrões do centro.



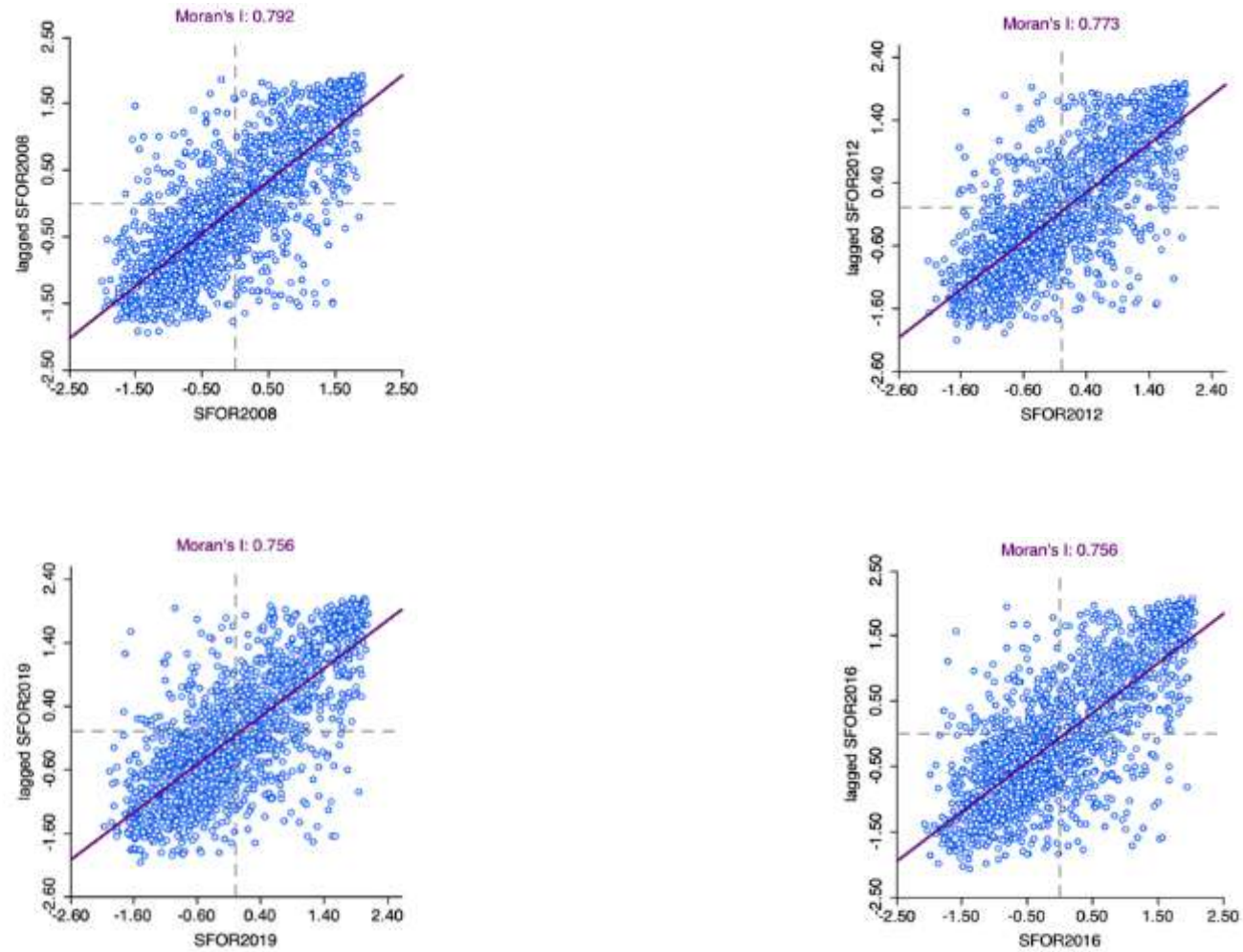


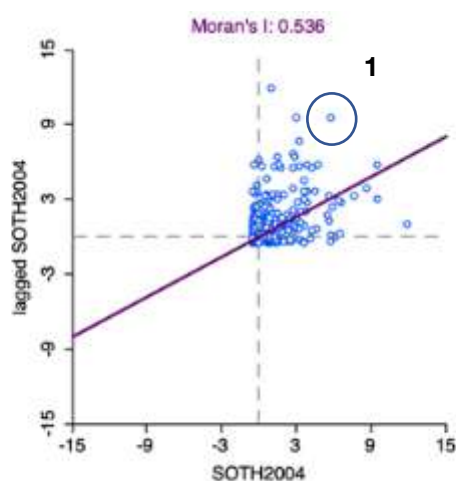
Figura 38 – Diagramas de dispersão para a variável *sfor* para os anos 2004, 2008, 2012, 2016 e 2019.

Fonte: Elaboração própria.

E, por fim, nos diagramas de dispersão para outros usos, nota-se que associação espacial se concentra quase no centro e com uma quantidade de observações maior no quadrante AA em relação aos outros quadrantes.

Ao mesmo tempo, há presença de diferentes casos de pontos de alavancagem nesse mesmo quadrante. Esses municípios possuem, em sua maioria, uma área de outros usos muito elevada em relação à área total e em comparação aos seus vizinhos e ou são centros urbanos como algumas capitais presentes na área de estudo, por exemplo, Belo Horizonte, em Minas Gerais (ponto 1) ou grandes áreas não vegetadas, como em alguns municípios do Maranhão ou do Pará.

Ao longo do tempo, observa-se mais quantidade de pontos de alavancagem o que sugere maior processo de urbanização em alguns dos municípios da área de estudo.



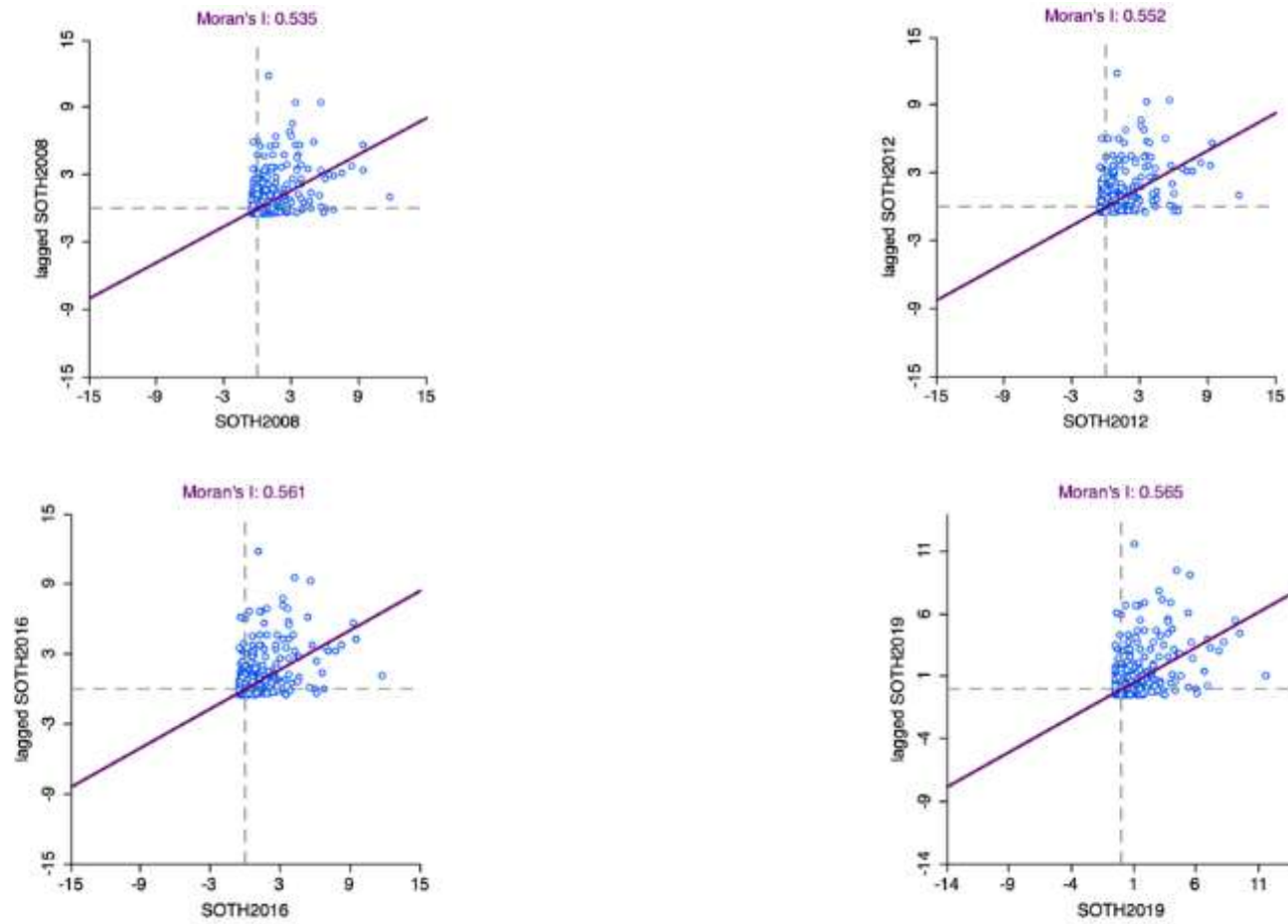


Figura 39 – Diagramas de dispersão para a variável *soth* para os anos 2004, 2008, 2012, 2016 e 2019.

Fonte: Elaboração própria.

As diferentes estatísticas globais de autocorrelação espacial fornecem padrões de associação linear espacial. Resumidamente, o grau de agrupamento, dispersão ou distribuição aleatoriamente do conjunto de dados (Fotheringham et al., 2002; Almeida, 2012). Agora, dentro da análise exploratória de dados espaciais, existem outras estatísticas que permitem analisar os padrões de associação localmente. Nessa parte da análise, os indicadores são denominados LISA (*Local Indicator of Spatial Association*). As estatísticas geradas têm que seguir dois critérios primordiais: indicar clusters espaciais com seus respectivos níveis de significância e o somatório dos indicadores locais, para todos os municípios, é proporcional ao indicador de autocorrelação espacial global correspondente (Anselin, 1995; Almeida, 2012). Para a tese, se propõe aplicar o índice de Moran local e assim, gerar mapas de clusters e de significância.

O índice de Moran local avalia a associação linear espacial localizada. Para cada município é computado um índice de Moran e assim após n permutações da estatística de Moran e seus respectivos níveis de significância, se obtém o mapa de significância. Combinando as informações do diagrama de Moran e o mapa de significância, cria-se o mapa de clusters com os mesmos quatro tipos de dependência vistos no diagrama: AA, BB, BA e AB.

Em relação ao primeiro uso da terra, pastagem, ao longo dos anos analisados, nota-se a presença de alguns clusters mais relevantes (áreas 1, 2, 3 e 4) (Figura 40).

A área 1 localiza-se em parte do Estado do Pará, sobretudo, na região fronteira com o Estado do Maranhão e alguns municípios da região do MATOPIBA. Nota-se que existem dois tipos de clusters, um com alta participação da área de pastagem (AA) e outro com baixa participação da área de pastagem, sobretudo no estado da Bahia. O cluster do tipo AA da área 1 aumenta ao longo do ano, ou seja, há expansão da área relativa da pastagem nos municípios do MATOPIBA e municípios fronteiriços entre Pará e Maranhão e do tipo BB cai indicando aumento da área relativa de pastagem e com isso, os valores dos municípios deixam de ser baixos.

Com o mapa de significância, corrobora-se que essa medida de autocorrelação é realmente significativa e confirma a presença de municípios e clusters em todos os anos. Ressalta-se que o aparecimento de municípios com relevância alta da área relativa da pastagem vai diminuindo até 2012. A partir de 2016, há uma inversão de queda,

consequentemente, aumento de municípios do tipo AA, com alta participação da área de pastagem em relação à área total do município (Figura 40).

A área 2 contempla alguns municípios do Estado de Goiás, Mato Grosso do Sul e São Paulo, com grande relevância de municípios do tipo AA.

Na área 3, mostra-se a relevância de municípios em Rondônia e em pequena escala, no Mato Grosso, em destaque, Jauru. Essas duas áreas possuem municípios com altos valores de área de pastagem em relação à área total do município. Todas as três áreas são estatisticamente significativas com probabilidade de 95%, conforme os mapas de significância (Figura 40).

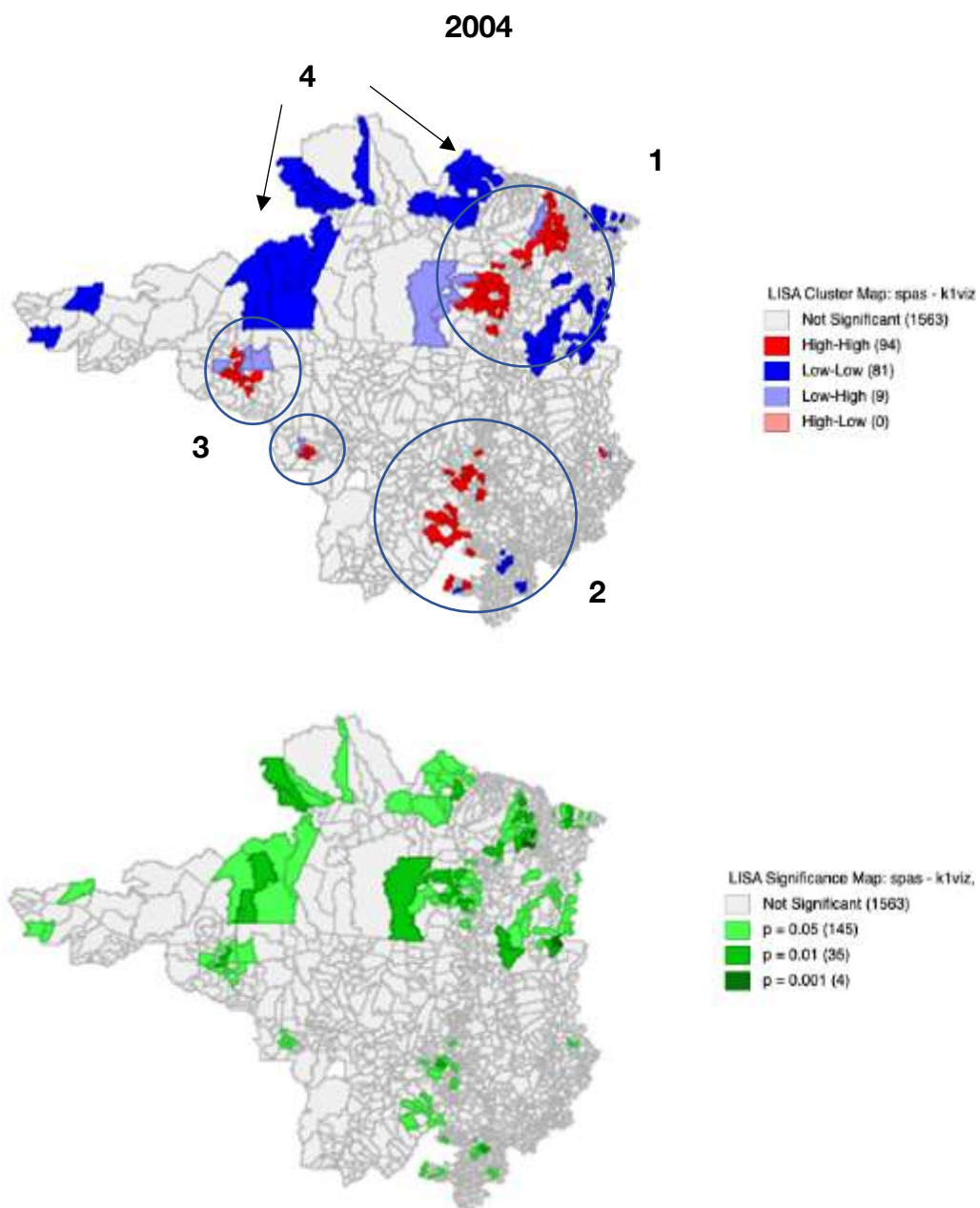
Finalmente, na área 4, existem clusters do tipo BB, em alguns municípios do estado do Amazonas e norte do Estado do Pará. Apesar de apresentarem baixos valores de *spas* entre os municípios do clusters, nota-se uma queda do número de municípios com esse tipo, sobretudo no Pará. Analisando os municípios, esses apresentam um crescimento da participação da área de pastagem em relação à área total, deixando de serem municípios com valores baixos em relação à média da área de estudo, ao longo dos anos selecionados (Figura 40).

Lembrando que, no índice de Moran local, os valores da variável são comparados com a média de todas os municípios da área de estudo (Tabela 13). Municípios marcados em cinza significa que o município não se encontra em nenhum dos agrupamentos, porque o valor da variável não é diferente, estatisticamente, da média de todos os municípios.

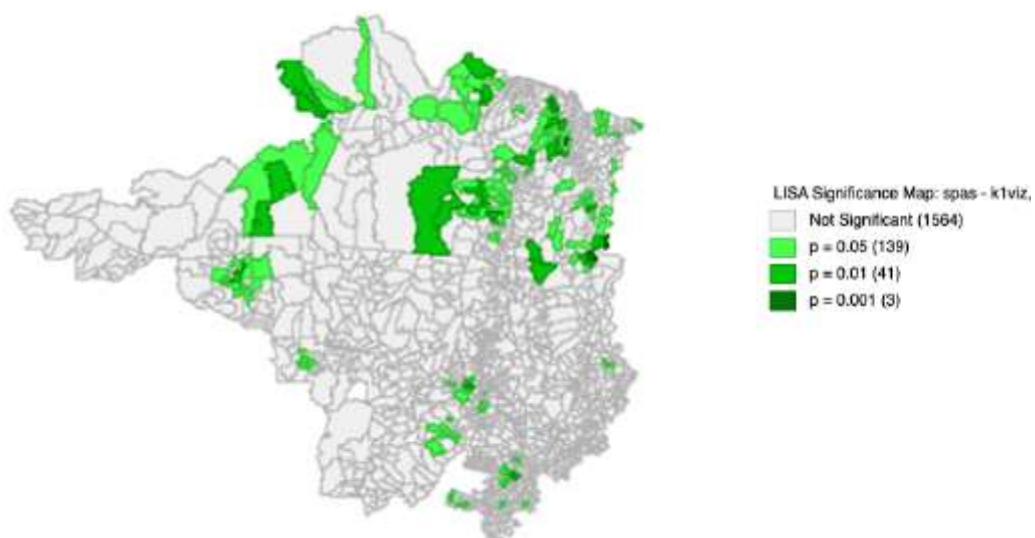
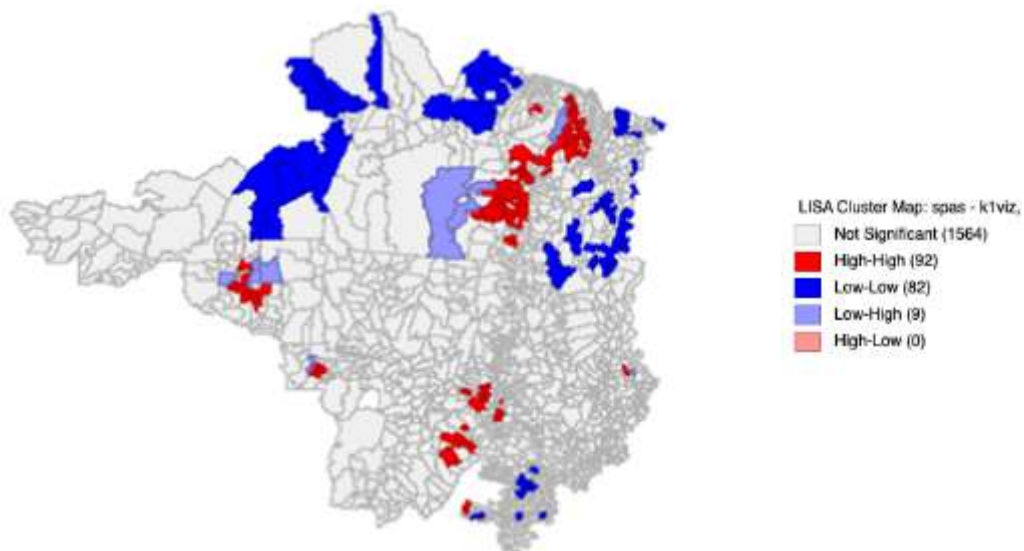
<i>share</i>	2004	2008	2012	2016	2019
pastagem	0,33460	0,33139	0,31807	0,31310	0,31167
agricultura	0,11517	0,12300	0,12929	0,13611	0,13674
floresta	0,51953	0,51421	0,52112	0,51807	0,51831
outros usos	0,03070	0,03140	0,03152	0,03271	0,03328

Tabela 13 – Média dos shares de cada uso para os anos de 2004, 2008, 2012, 2016 e 2019.

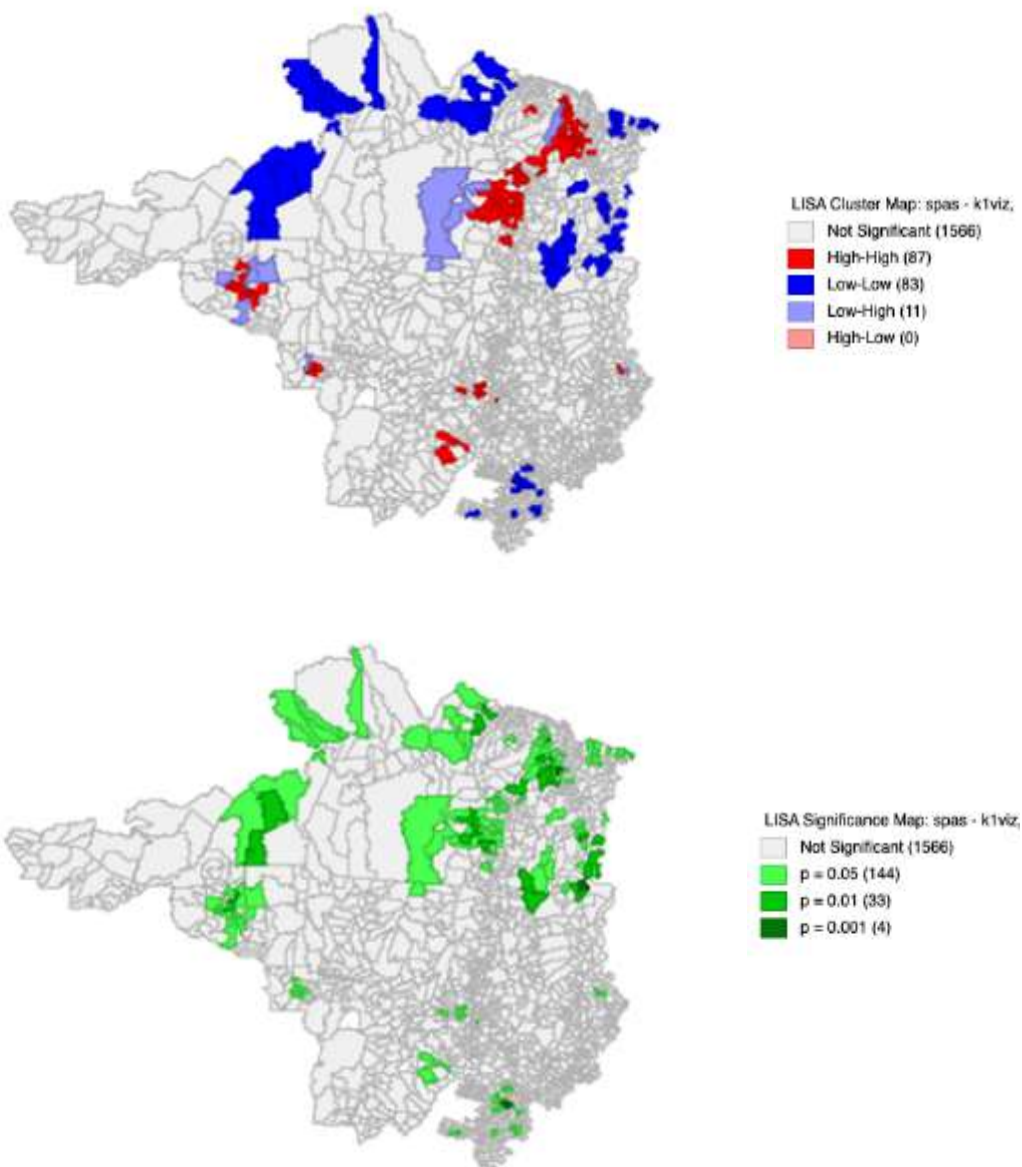
Fonte: Elaboração própria.



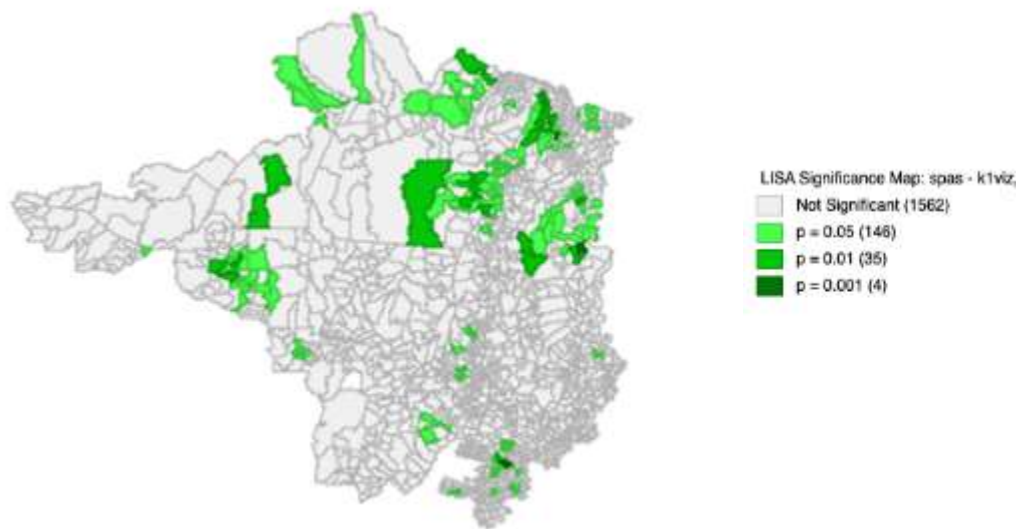
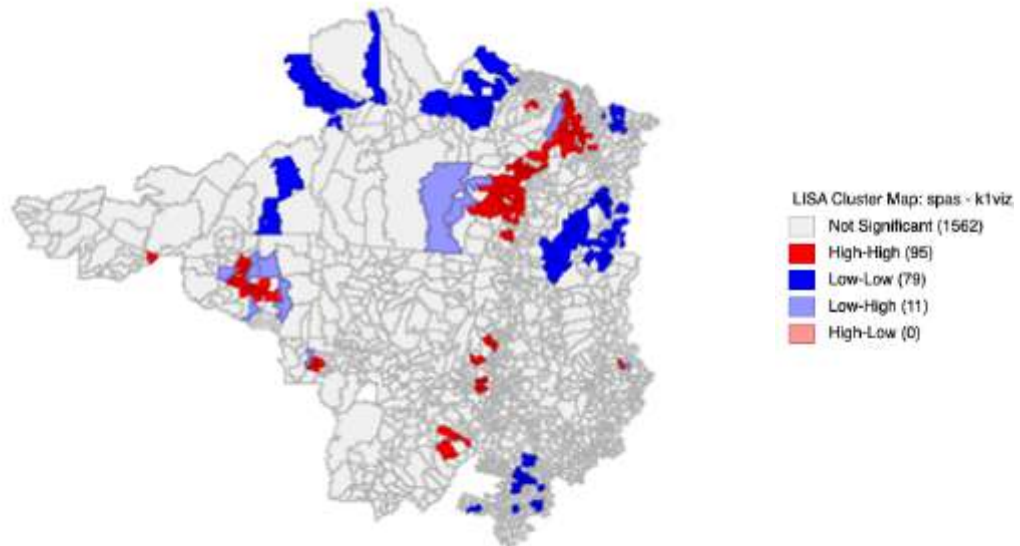
2008



2012



2016



2019

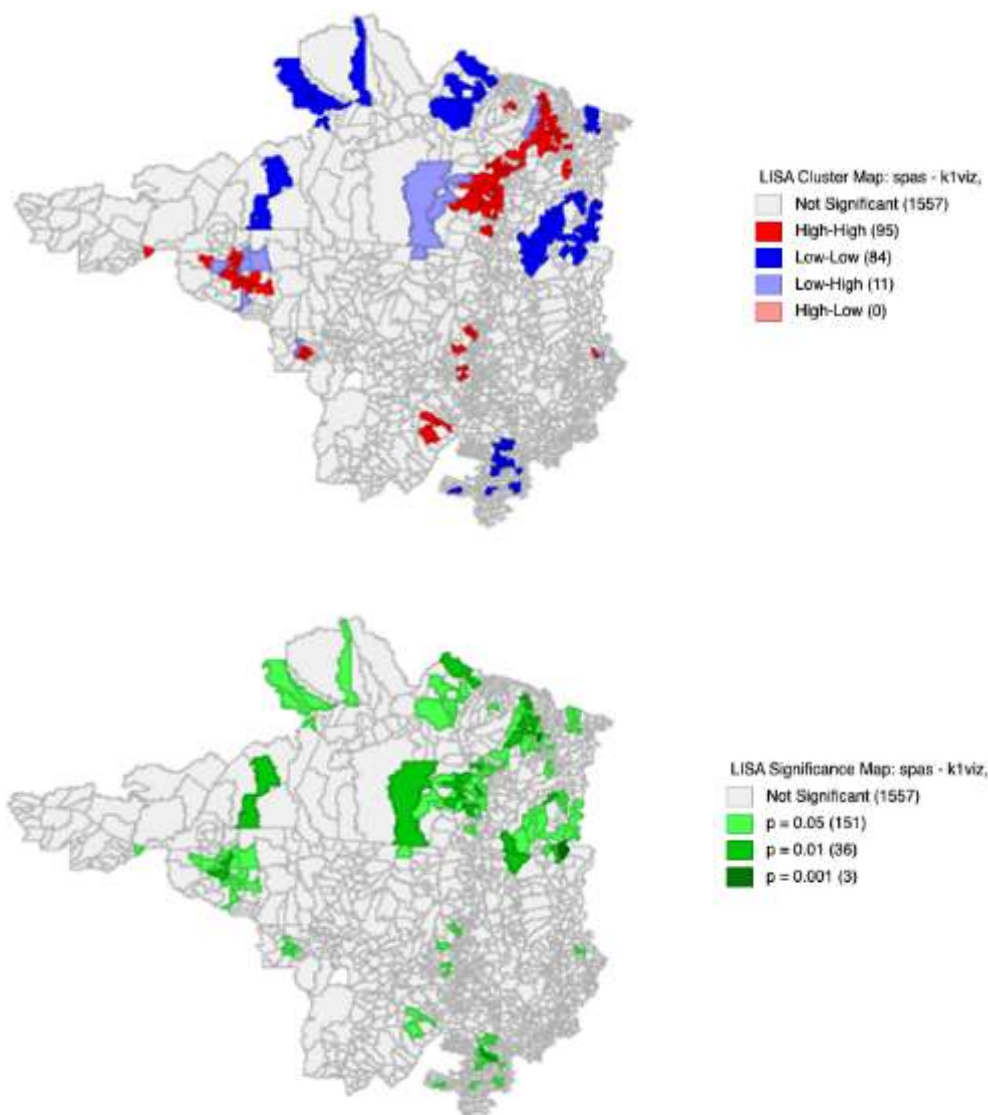


Figura 40 – Mapa de clusters LISA com seu respectivo mapa de significância para a variável *spas* para os anos 2004, 2009, 2014 e 2019.

Fonte: Elaboração própria.

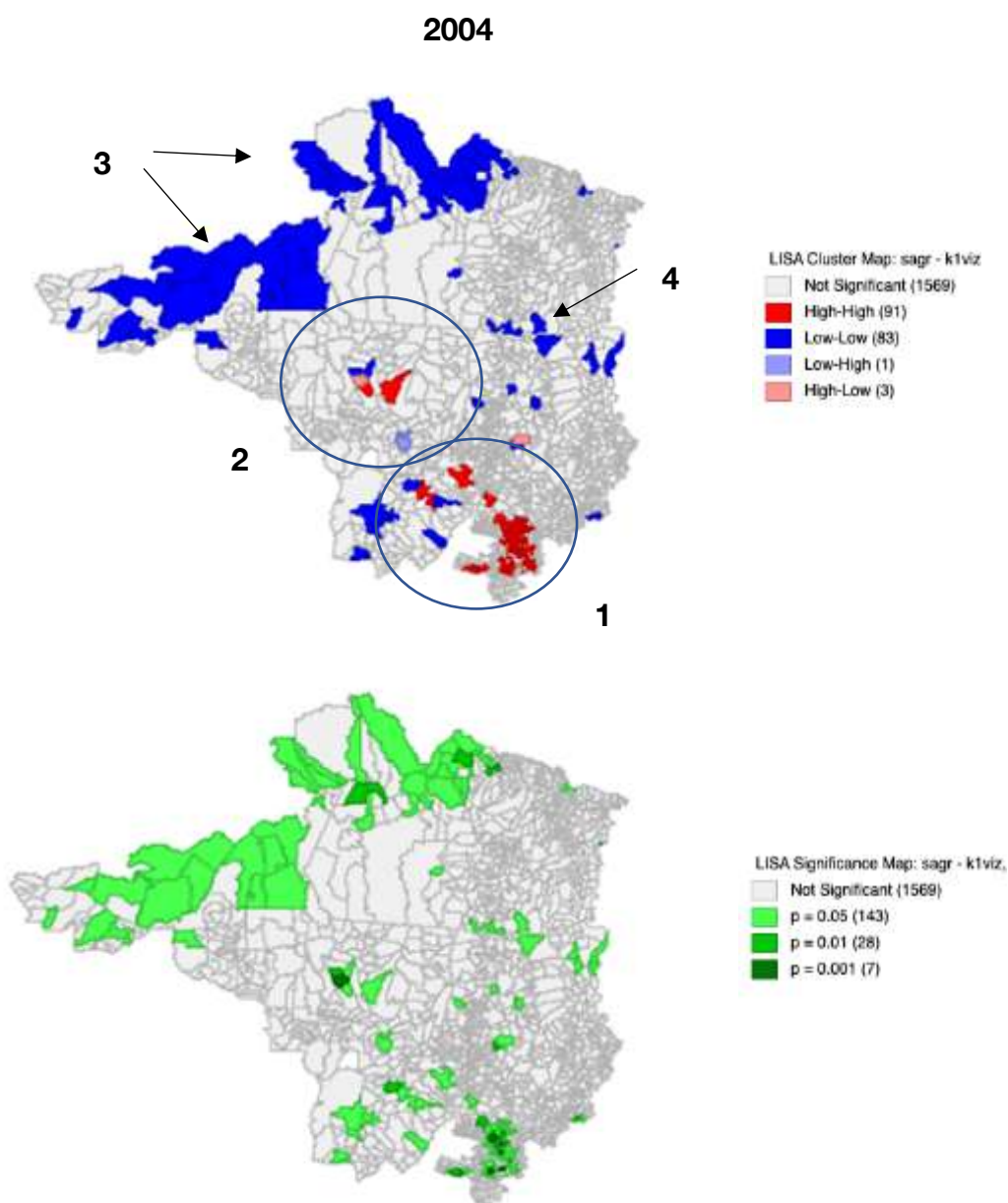
Em relação à agricultura, as duas principais áreas de destaque dentro dos valores AA se encontram em alguns municípios presentes em São Paulo, Goiás e Mato Grosso do Sul (área 1). Na área 2, destacam-se alguns municípios no Mato Grosso.

Na área 3, destacam-se valores mais baixos em relação à média em alguns municípios no Estado do Amazonas, Pará, Acre e ao norte de Rondônia, mostrando pouca representatividade da agricultura em relação à área total.

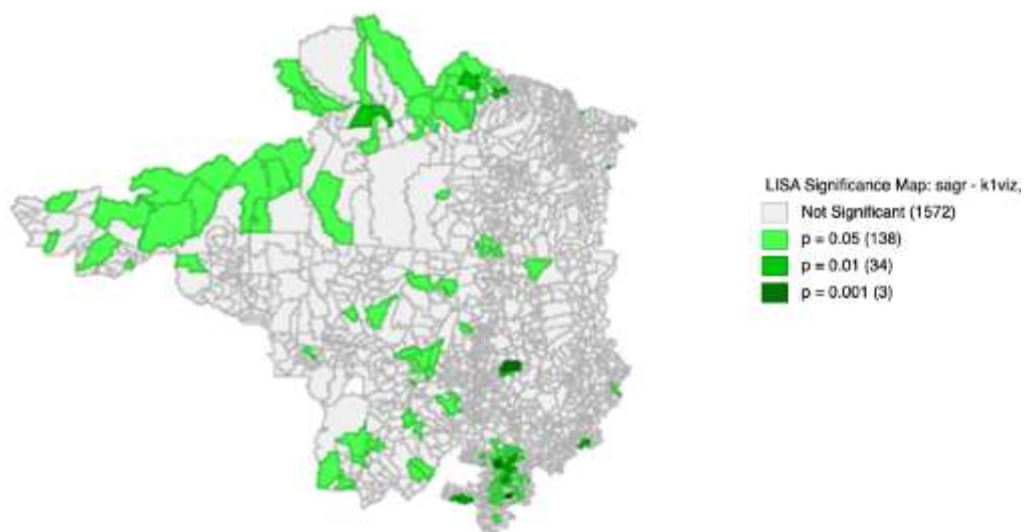
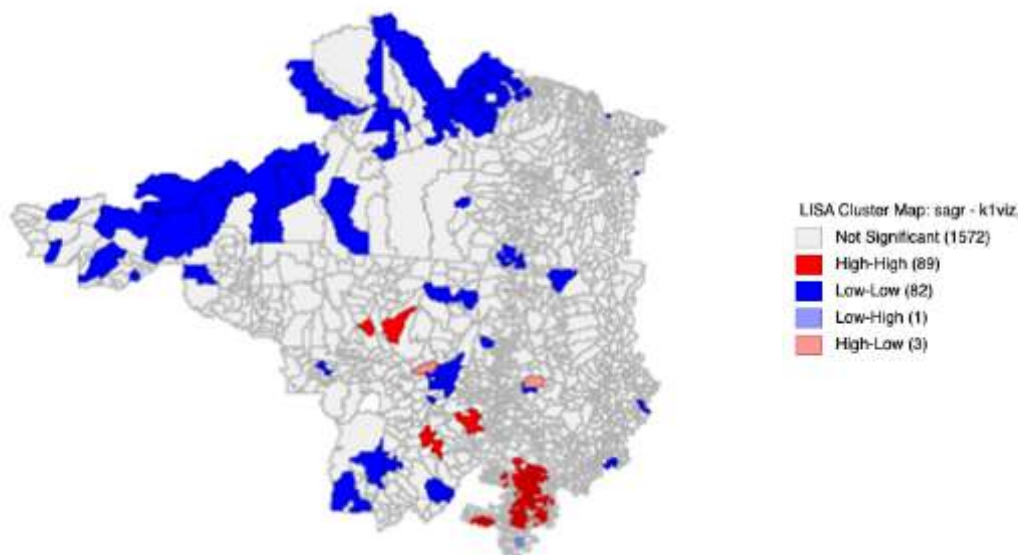
Na área 4, nota-se um crescimento de municípios com menor participação da área

agrícola se comparada à média do estudo. Esses municípios se concentram, sobretudo, na região de Tocantins e Bahia (Figura 41).

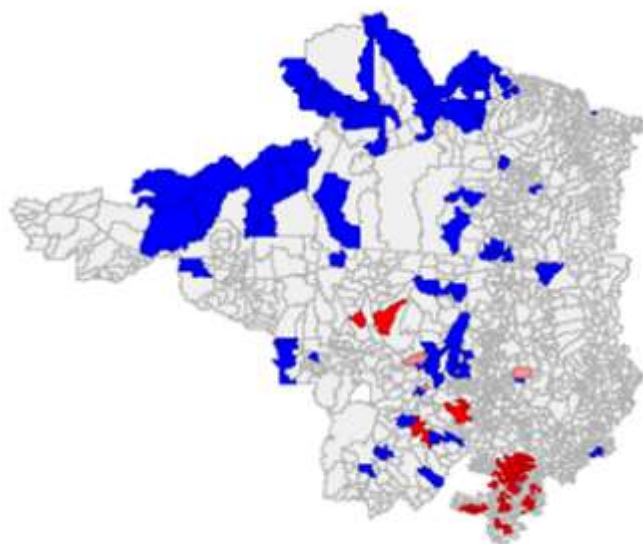
Todos os municípios são significativos com probabilidade de 95% e nota-se uma queda no número de municípios com valores acima ou abaixo da média da área de estudo, em particular do tipo AA. Entretanto, em 2019, há um crescimento desse tipo de municípios, sobretudo, na área 1, indicando expansão da área agrícola nessa região (Figura 41).



2008

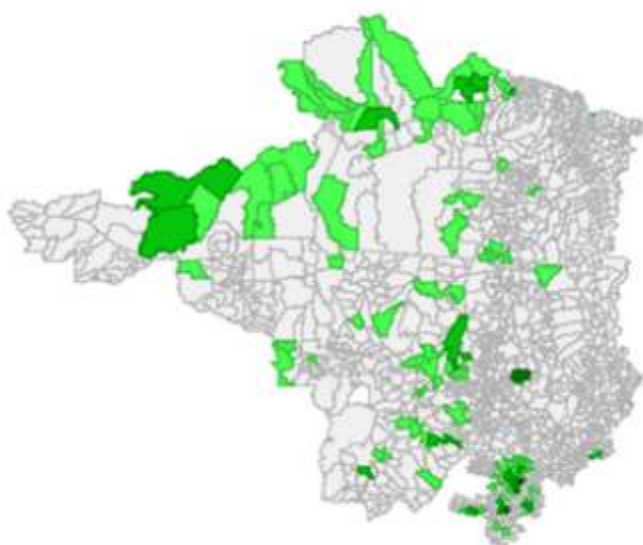


2012



LISA Cluster Map: sagr - k1viz,

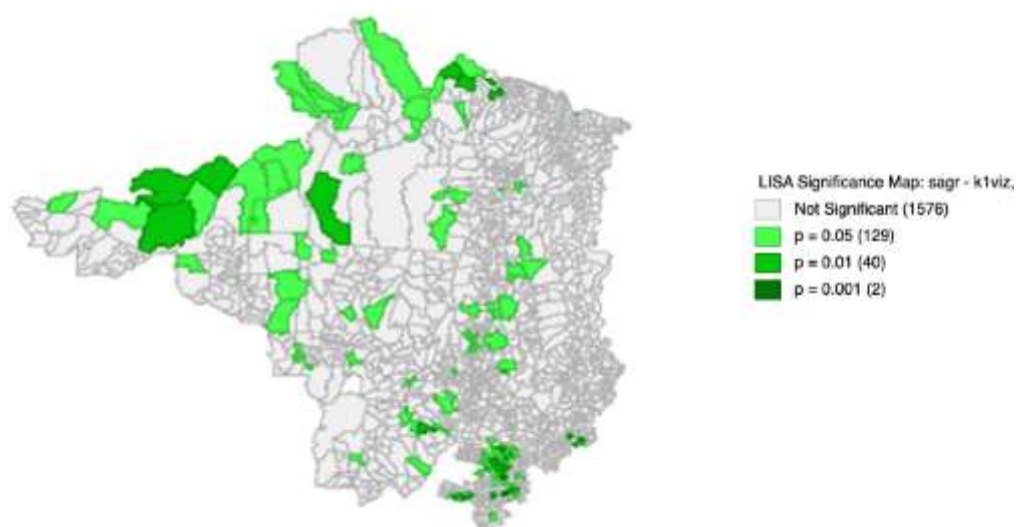
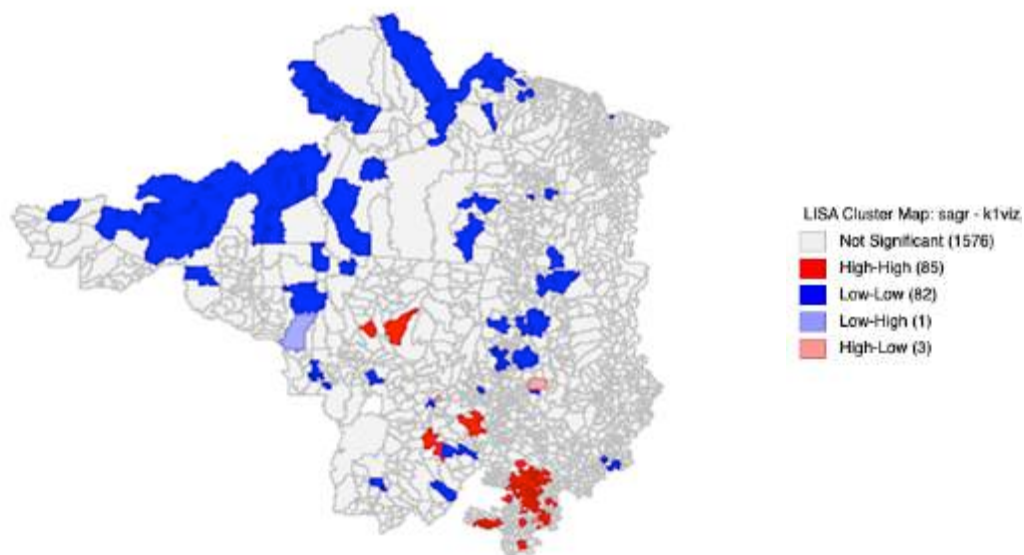
Not Significant (1575)
 High-High (85)
 Low-Low (83)
 Low-High (1)
 High-Low (3)



LISA Significance Map: sagr - k1viz,

Not Significant (1575)
 $p = 0.05$ (128)
 $p = 0.01$ (40)
 $p = 0.001$ (4)

2016



2019

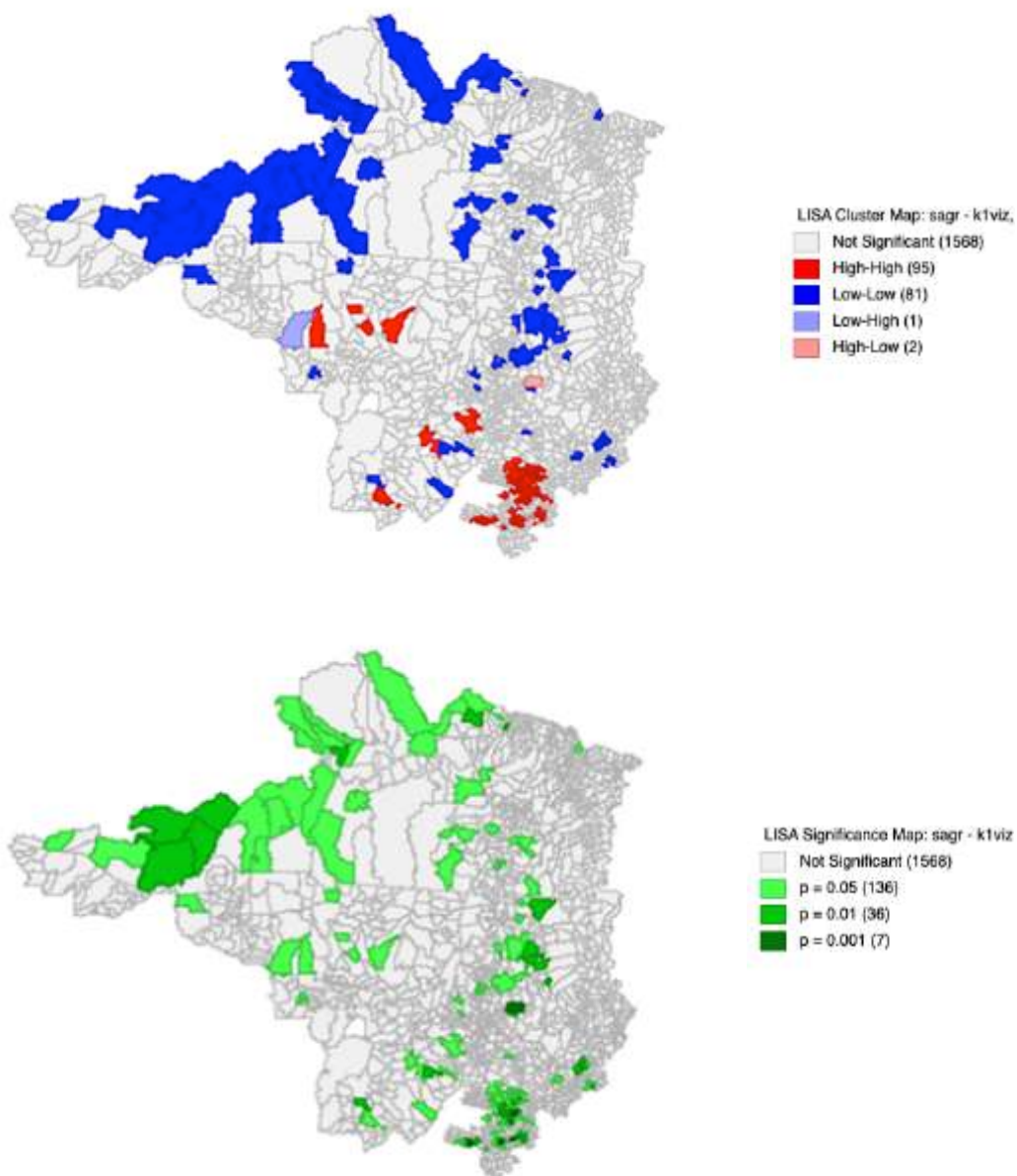


Figura 41 – Mapa de clusters LISA com seu respectivo mapa de significância para a variável *sagr* para os anos 2004, 2009, 2014 e 2019.

Fonte: Elaboração própria.

Para a floresta, destacam-se duas principais áreas do tipo AA e uma do tipo BB (Figura 42).

A área 1 contempla novamente a região do MATOPIBA, com destaque, para área relativa acima da média, nos estados do Maranhão, Tocantins e Bahia. Nessa área começa aparecer alguns municípios, em particular, nos estados do Pará e do Maranhão, com valores abaixo da média. Esses municípios com tipo BB aumentam nessa região e do tipo

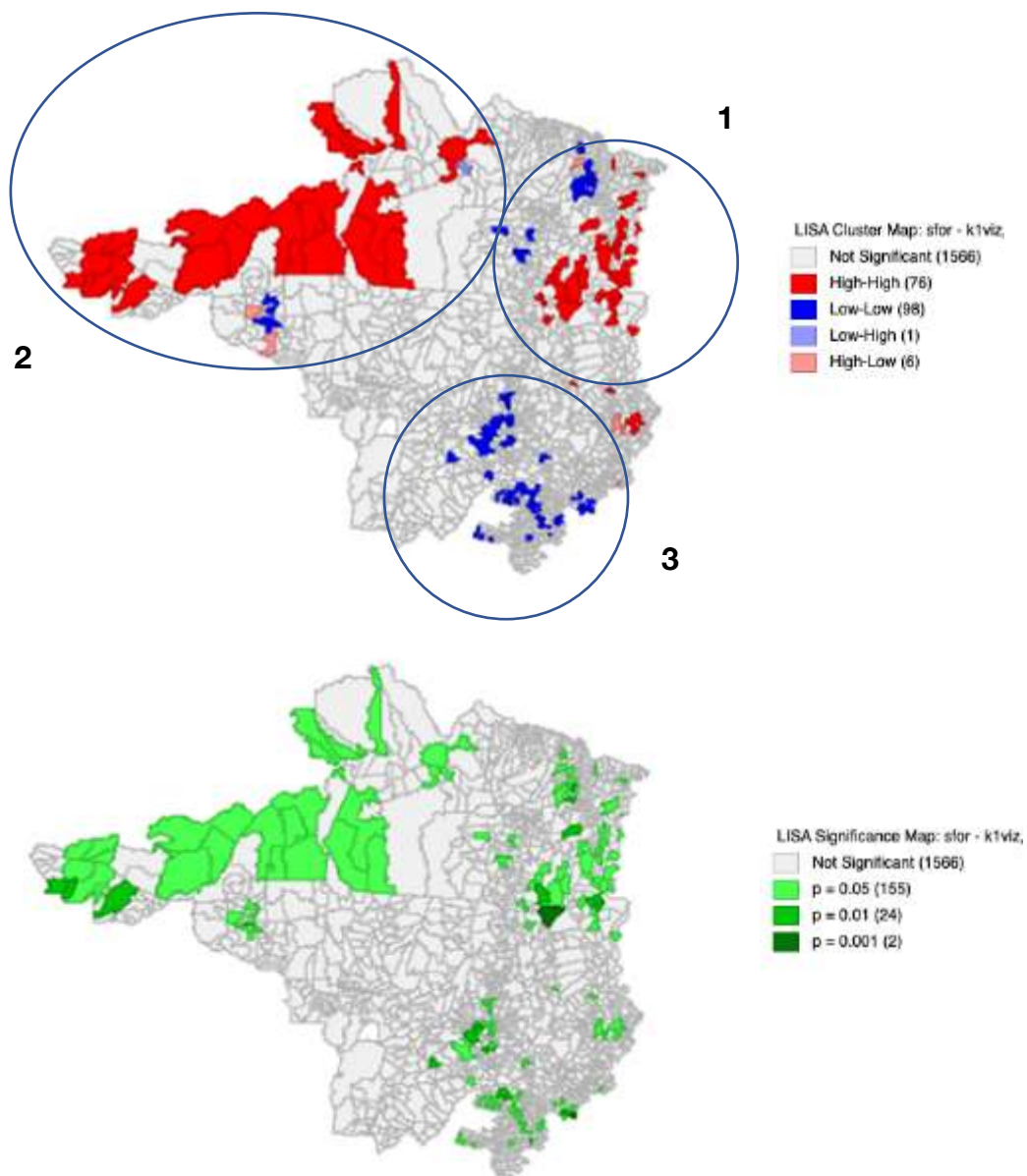
AA diminuem, ao longo dos anos.

Já a área 2, existem municípios do Estado do Amazonas e alguns do Pará e de Rondônia com valores do tipo AA e começa a aparecer paulatinamente municípios com áreas do tipo BB, ou seja, *sfor* já menor que a média na área do estudo, sobretudo, em Rondônia. Mesmo assim, surge, graças a vegetação secundária, áreas do tipo AA no mesmo Estado, nos municípios de Ji-Paraná e Nova Mármora (Figura 42).

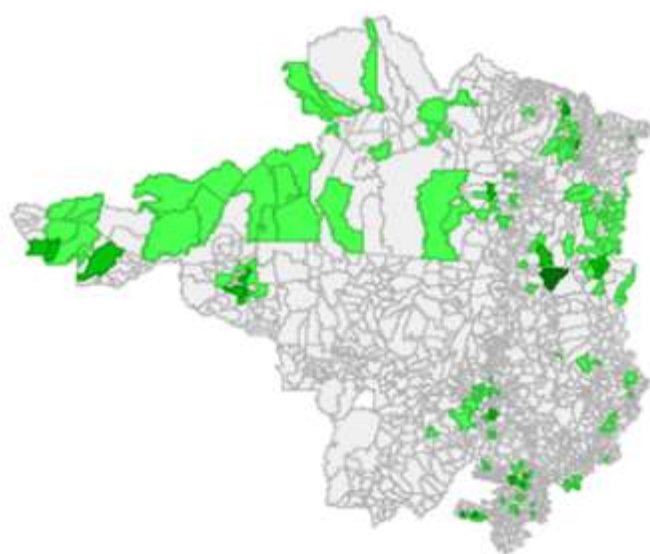
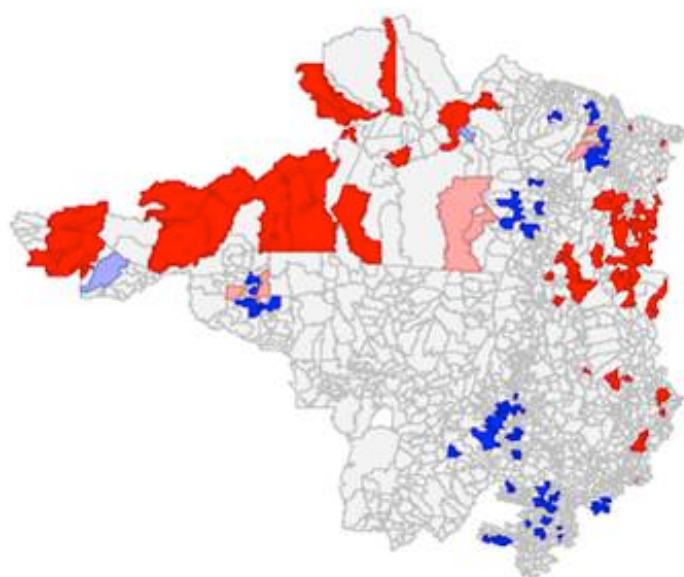
Em ambas as áreas, no geral, a quantidade de municípios com valores do tipo AA diminui até 2014 e depois aumenta a partir de 2014, provavelmente, em razão do processo de regeneração da floresta e aparecimento da vegetação secundária como é o caso dos municípios rondonienses citados acima.

De acordo com os mapas de significância, todos os municípios foram significativos a uma probabilidade de 95%.

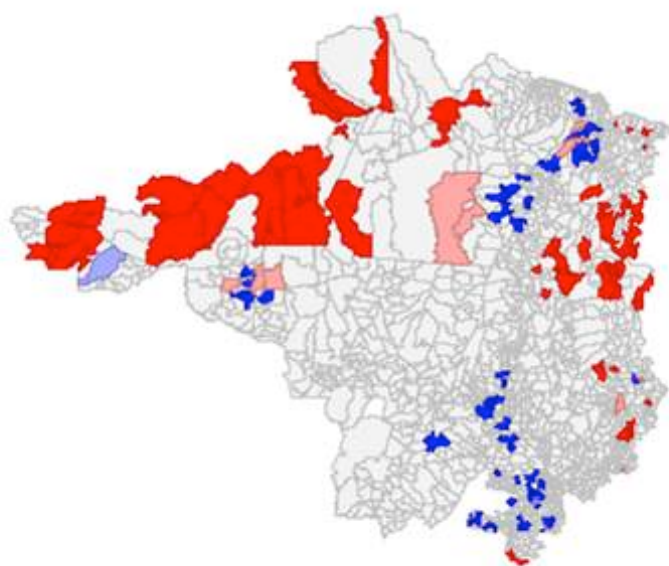
2004



2008

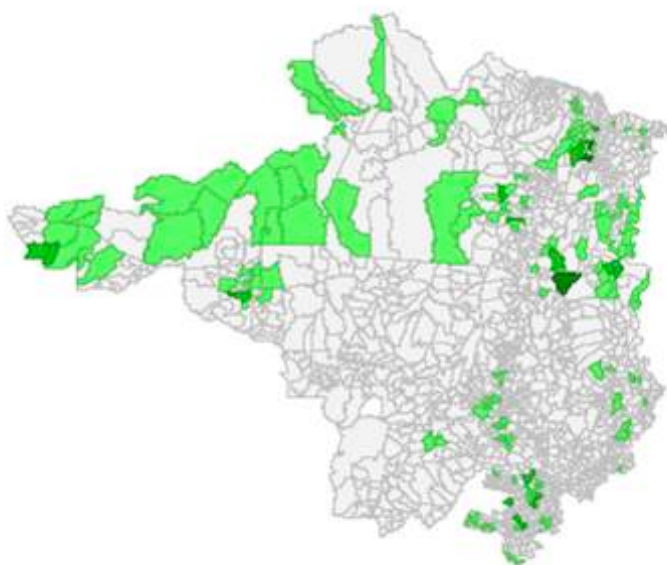


2012



LISA Cluster Map: sfors - k1viz

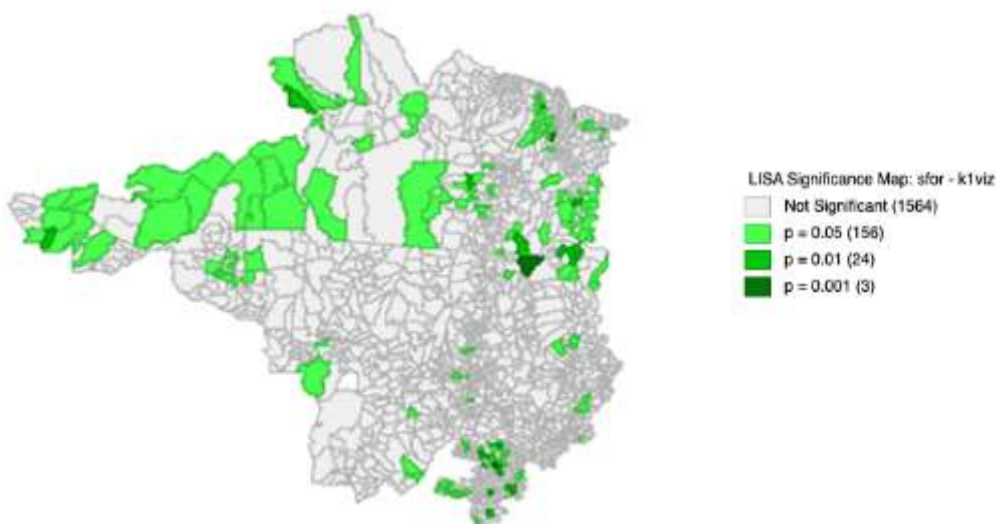
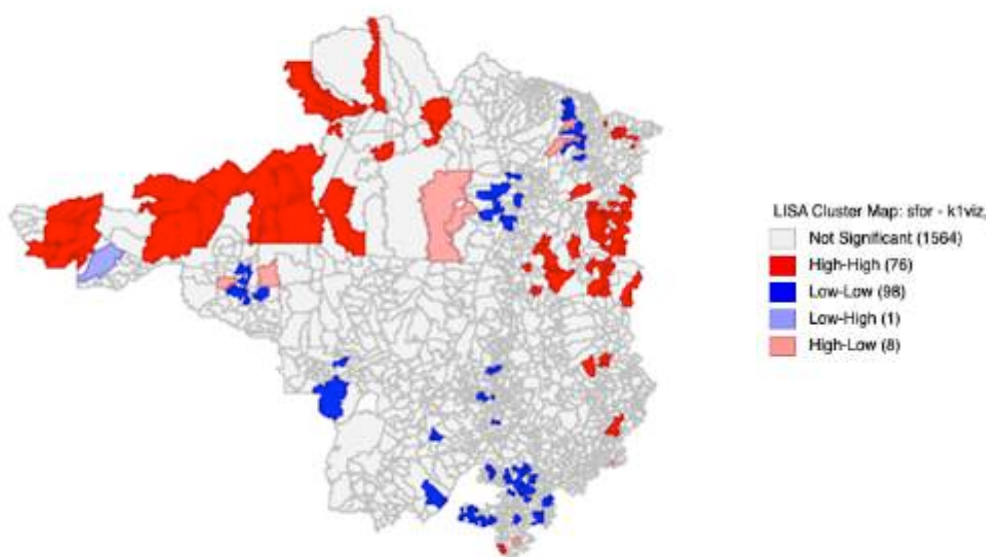
Not Significant (1572)
 High-High (71)
 Low-Low (91)
 Low-High (3)
 High-Low (10)



LISA Significance Map: sfors - k1viz

Not Significant (1572)
 p = 0.05 (151)
 p = 0.01 (21)
 p = 0.001 (3)

2016



2019

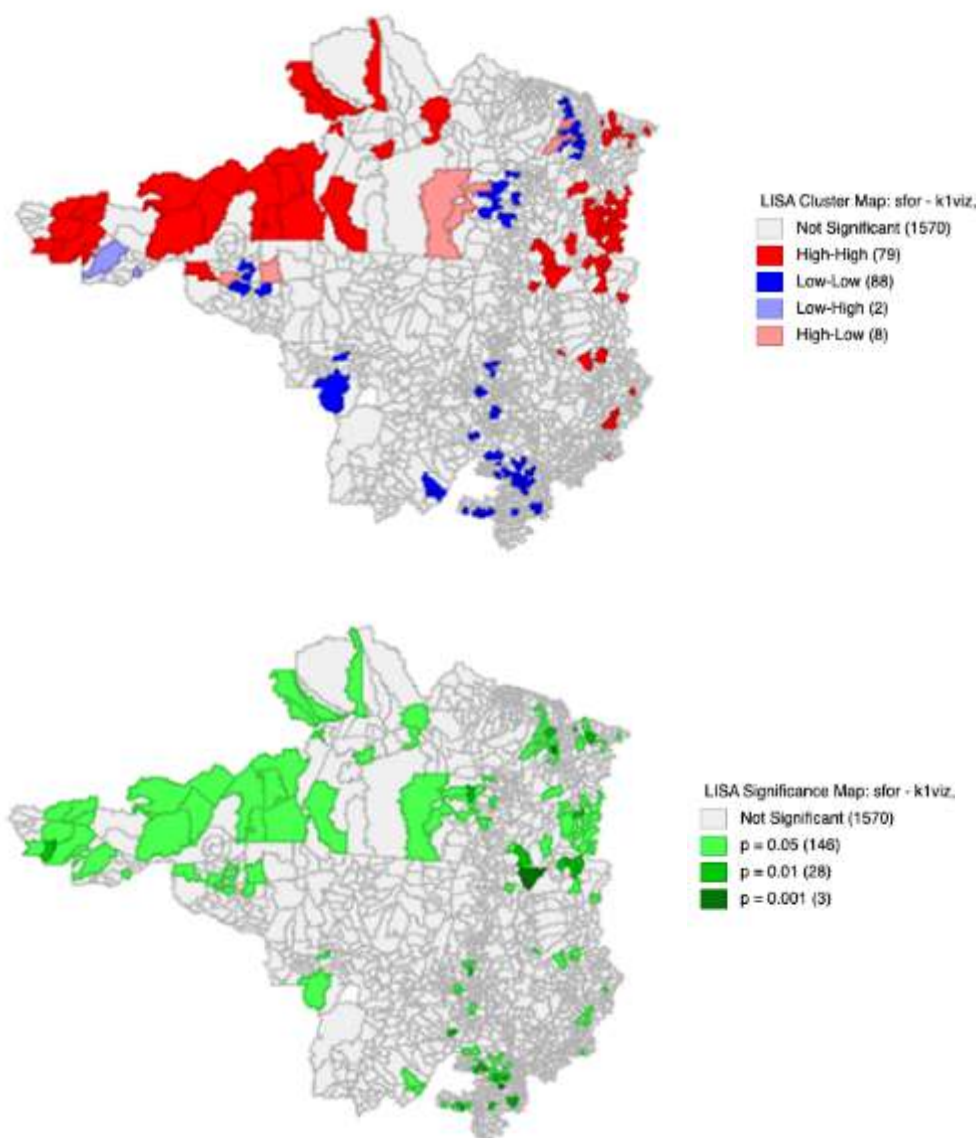


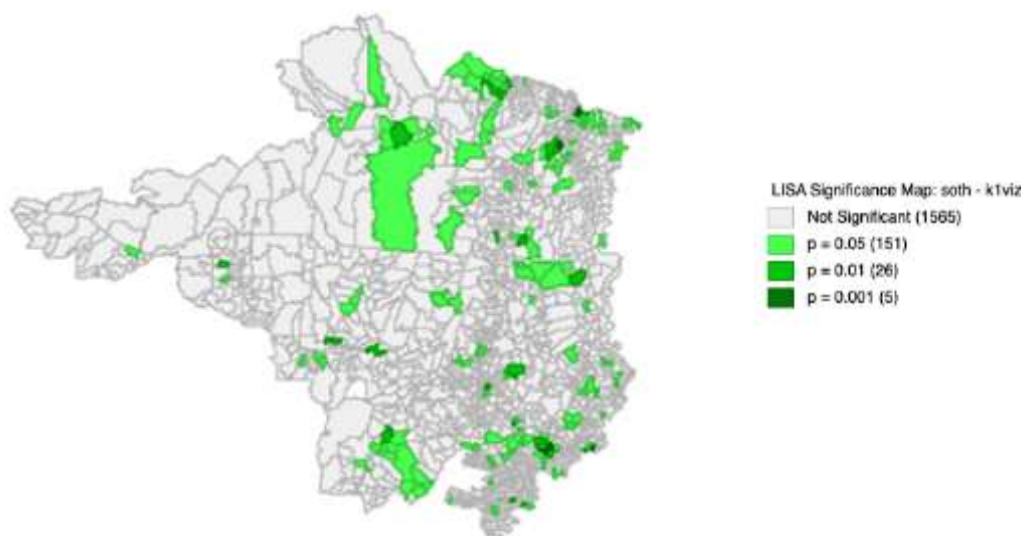
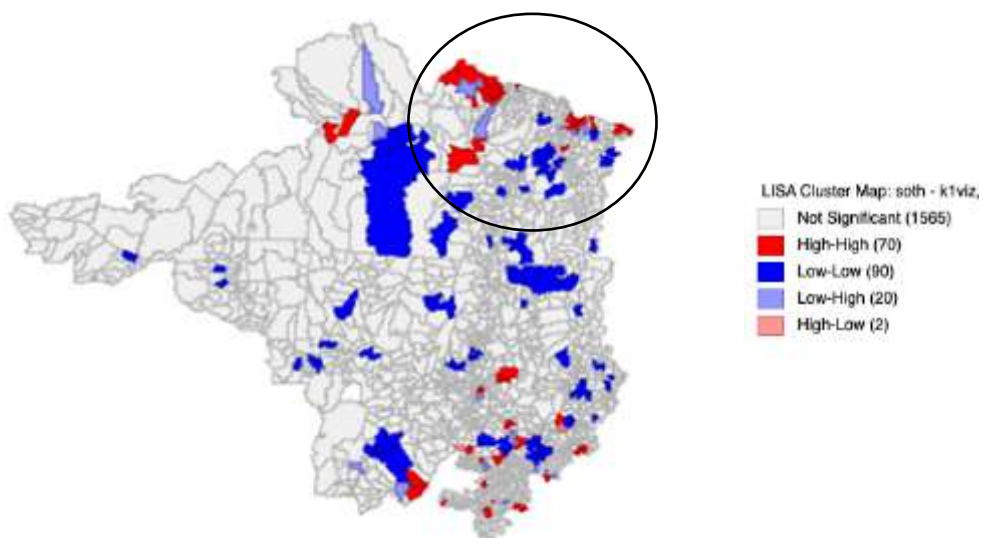
Figura 42 – Mapa de clusters LISA com seu respectivo mapa de significância para a variável *sfor* para os anos 2004, 2008, 2012, 2016 e 2019.

Fonte: Elaboração própria.

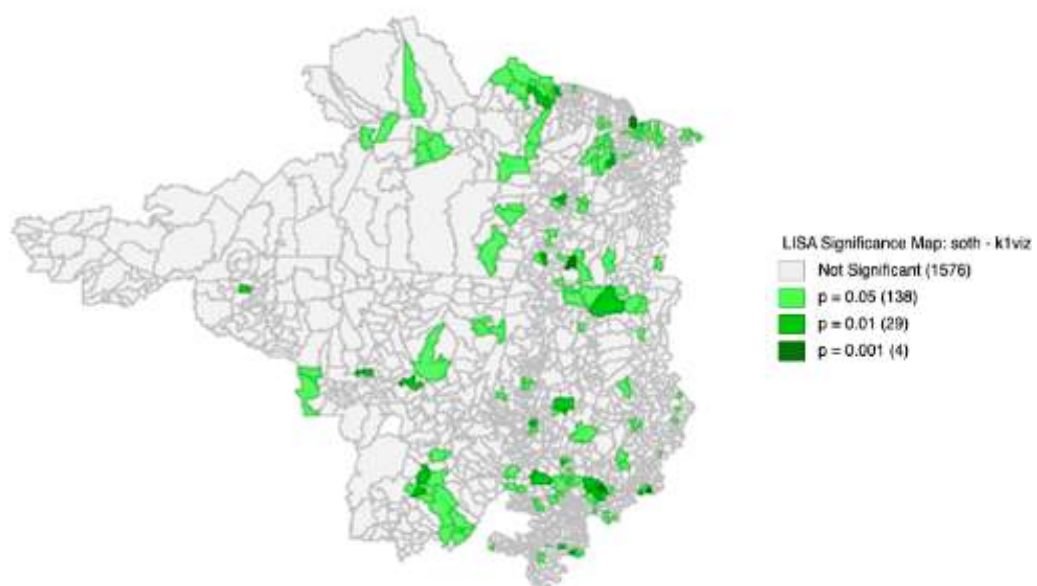
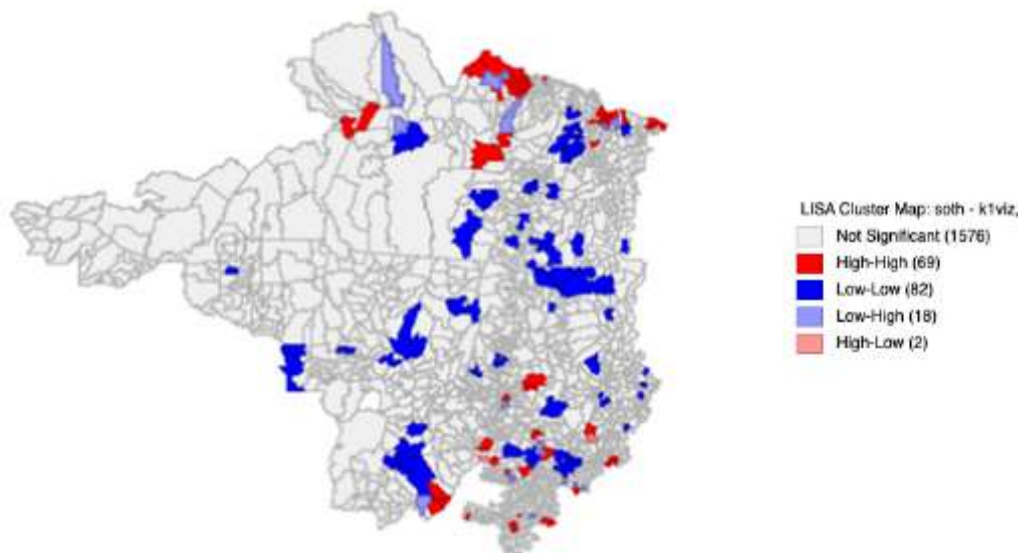
Os mapas de clusters nos anos selecionados para *soth* mostram uma baixa concentração de clusters relevantes se comparado aos outros tipos de uso da terra (Figura 43). Há uma dispersão dos municípios significativos. Nota-se uma relevância do tipo AA de parte dos municípios no norte do Pará, sobretudo por causa de outras formações naturais não florestais assim como em alguns municípios do Nordeste brasileiro como Maranhão. Em 2019, uma área aparece como tipo BB, em destaque, com os municípios do Estado de Rondônia, mostrando uma leve queda desse tipo de uso em relação à média,

conforme a Tabela 13. Os municípios destacados são significativos com probabilidade de 95%.

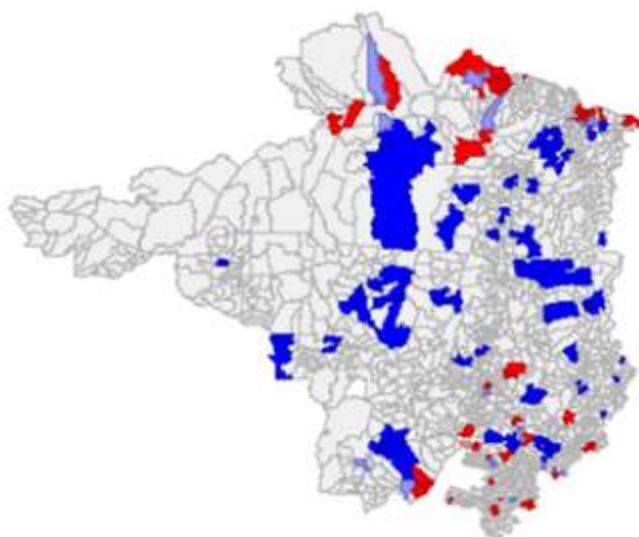
2004



2008

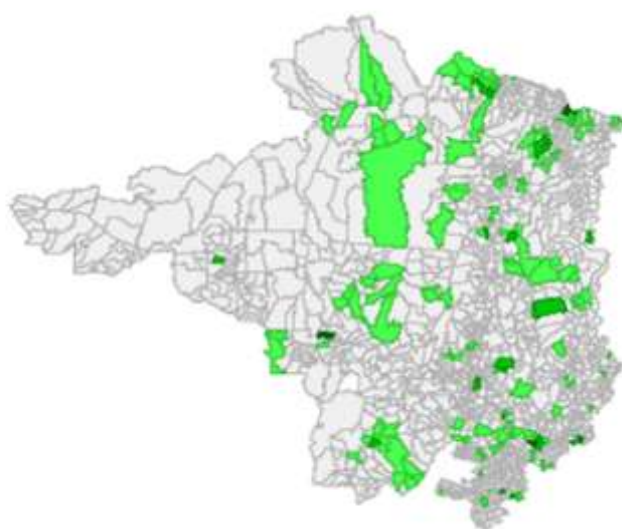


2012



LISA Cluster Map: soth - k1viz

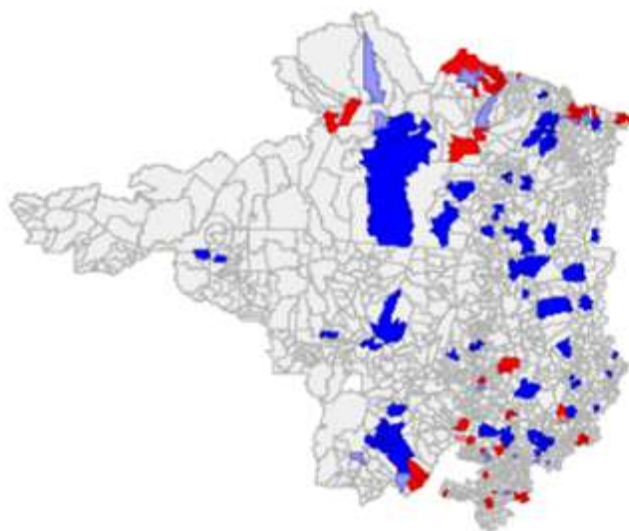
Not Significant (1566)
High-High (71)
Low-Low (90)
Low-High (19)
High-Low (1)



LISA Significance Map: soth - k1viz

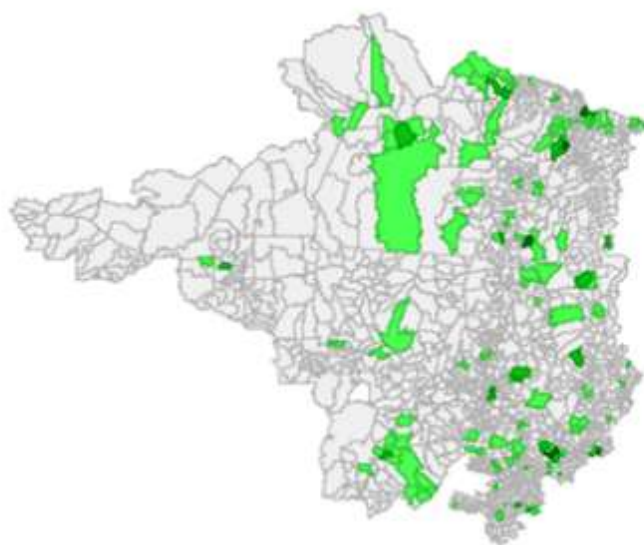
Not Significant (1566)
 $p = 0.05$ (151)
 $p = 0.01$ (26)
 $p = 0.001$ (4)

2016



LISA Cluster Map: soth - k1viz

Not Significant (1582)
High-High (70)
Low-Low (75)
Low-High (18)
High-Low (2)



LISA Significance Map: soth - k1viz

Not Significant (1582)
 $p = 0.05$ (132)
 $p = 0.01$ (27)
 $p = 0.001$ (6)

2019

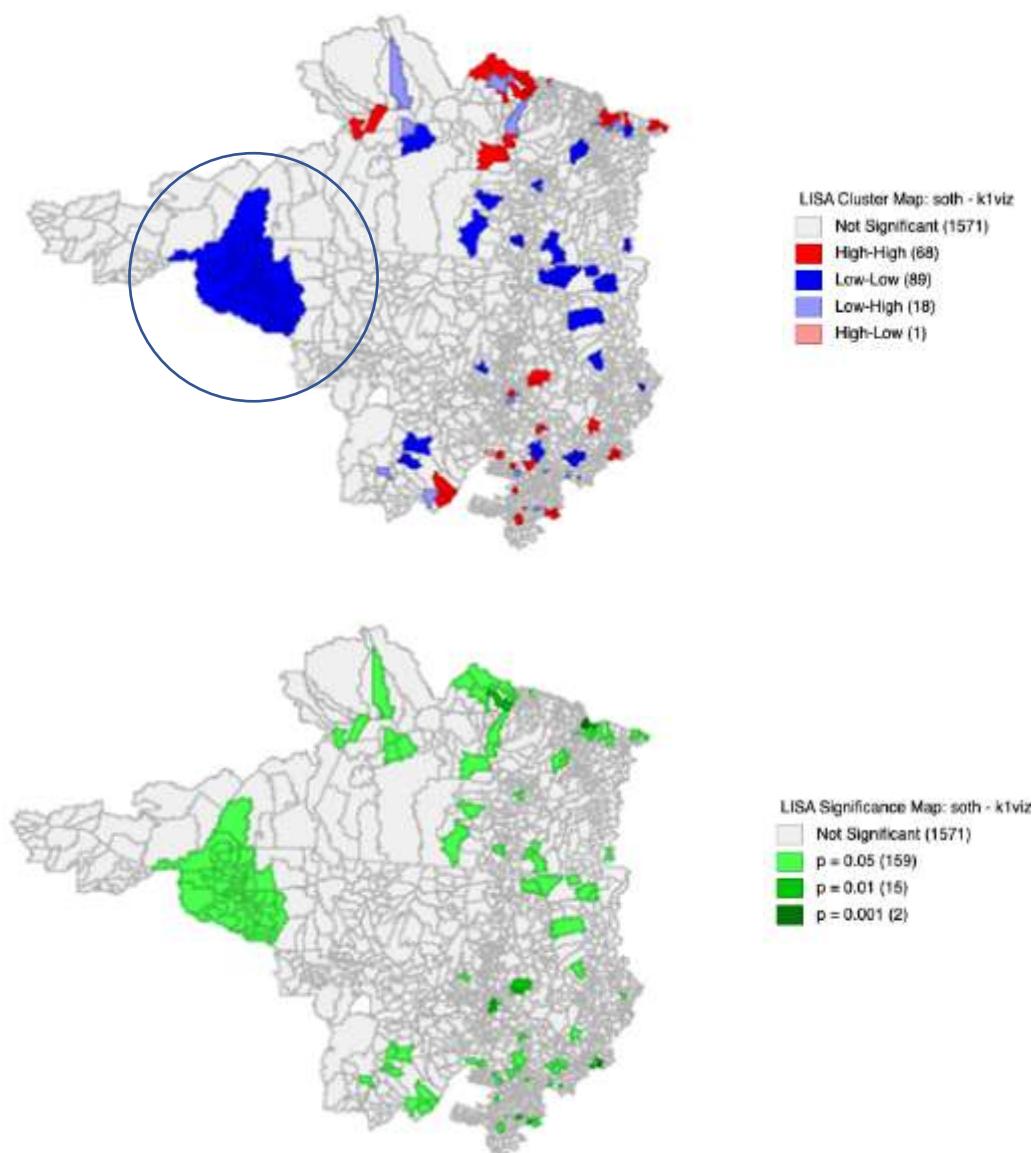


Figura 43 – Mapa de clusters LISA com seu respectivo mapa de significância para a variável soth para os anos 2004, 2008, 2012, 2016 e 2019.

Fonte: Elaboração própria.

4.2.

Escolha, descrição e resultados dos modelos de uso da terra

Após a análise exploratória dos dados espaciais e comprovando a existência da dependência espacial, mostra-se necessário estimar a relação uso da terra e as variáveis escolhidas no terceiro capítulo, englobando o efeito espacial. A grande questão passa a ser determinar qual o melhor modelo dentro de uma variedade existente. Relembrando

que os dados devem considerar os efeitos sendo fixos, de acordo com os resultados obtidos nos testes Breusch-Pagan e Hausman.

A existência de dependência espacial não modifica esses resultados sobre a escolha de ter ou não efeitos e se são fixos ou aleatórios. Ela modifica as estimações feitas, por isso os resultados dos dados em painel com efeitos fixos não são mais válidos, pois são inconsistentes e enviesados.

A partir da equação geral de dados em painel espacial, em formato matricial (Equação 3), pode-se estimar uma gama de modelos espaciais:

$$Y_t = \tau Y_{t-1} + \rho W Y_t + \eta W Y_{t-1} + X_t \beta + W X_t \theta + \mu + \alpha_t \iota_N + \xi_t \text{ (Equação 3)}$$

$$\xi_t = \lambda W \xi_t + \varepsilon_t, \text{ em que } t = 1, 2, \dots, \text{ em que:}$$

Y_t = matriz da variável dependente em t ;

Y_{t-1} = matriz da variável dependente em $t - 1$;

W = matriz de vizinhança ($k-1$ vizinho);

X_t = matriz das variáveis dependentes em t ;

X_{t-1} = matriz das variáveis dependentes em $t - 1$;

μ = vetor dos efeitos fixos ou aleatórios no espaço;

α_t = constante em t (efeitos fixos ou aleatórios no tempo);

ι_N = matriz identidade;

ξ_t = erro em t ;

ε_t = vetor de distúrbio dos erros;

$\tau, \rho, \eta, \theta, \beta, \lambda$ = coeficientes de cada parâmetro presente na equação.

Os modelos espaciais podem ser de dois tipos: estáticos e dinâmicos. Primeiramente, ver-se-ão os modelos estáticos, ou seja, sem as matrizes de variável dependente defasadas temporal e temporal-espacialmente. Logo, $\tau = \eta = 0$ (Elhorst, 2014).

1) Modelo SAR (*Spatial autoregressive model*):

Nesse modelo, o efeito espacial entra somente na matriz de variável dependente defasada. Com isso, $\theta = \lambda = 0$. Consequentemente, a equação terá a seguinte estrutura:

$$Y_t = \rho W Y_t + X_t \beta + \mu + \alpha_t \iota_N + \varepsilon_t, t = 1, 2, \dots \text{ (Equação 4)}$$

2) Modelo SEM (*Spatial error model*):

No segundo modelo estático, a defasagem espacial entra no vetor do termo do erro, logo $\theta = \rho = 0$, sendo assim:

$$Y_t = X_t\beta + \mu + \alpha_t l_N + \lambda W\xi_t + \varepsilon_t, t = 1, 2, \dots \text{ (Equação 5)}$$

3) Modelo SLX (*Spatial lag of X model*):

O terceiro modelo emprega a defasagem espacial na matriz de variável(is) independente(s), $\lambda = \rho = 0$. Portanto, o modelo SLX tem a seguinte equação:

$$Y_t = X_t\beta + WX_t\theta + \mu + \alpha_t l_N + \varepsilon_t, t = 1, 2, \dots \text{ (Equação 6)}$$

Os três primeiros modelos apresentados SAR, SEM e SLX empregam a defasagem espacial em apenas em um dos três componentes da equação de regressão: matriz de variável independente, matriz de variável(is) dependente(s) e vetor de termo de erro. Os próximos três modelos – SAC, SDM e SDEM – combinam dois dos três componentes defasados espacialmente.

4) Modelo SAC (*Spatial autoregressive combined model*) ou modelo SARAR:

A característica do modelo é defasar espacialmente tanto a matriz de variável independente quanto o vetor termo de erro. Nesse caso: $\theta = 0$. Assim, o modelo tem a seguinte fórmula:

$$Y_t = \rho WY_t + X_t\beta + \mu + \alpha_t l_N + \lambda W\xi_t + \varepsilon_t, t = 1, 2, \dots \text{ (Equação 7)}$$

5) Modelo SDM (*Spatial Durbin model*):

Nesse modelo, o termo de erro não é defasado espacialmente ($\lambda = 0$). Isto posto, a equação será igual a:

$$Y_t = \rho WY_t + X_t\beta + WX_t\theta + \mu + \alpha_t l_N + \varepsilon_t, t = 1, 2, \dots \text{ (Equação 8)}$$

6) Modelo SDEM (*Spatial Durbin error model*):

Considera-se, no último modelo espacial estático de dados em painel com efeito fixo, $\rho = 0$, ou seja, as defasagens espaciais, nesse caso, são aplicadas no termo de erro e na matriz de variáveis explicativas. Resumidamente, o modelo é expresso como:

$$Y_t = X_t\beta + WX_t\theta + \mu + \alpha_t l_N + \lambda W\xi_t + \varepsilon_t, t = 1, 2, \dots \text{ (Equação 9)}$$

Além dos modelos estáticos, há também dois modelos dinâmicos: SDM dinâmico e SAR dinâmico. Esses modelos só podem ser estimados com efeitos fixos. Não há mudanças em relação aos parâmetros ρ, θ, λ em comparação ao modelo estático.

Assim como nos modelos estáticos, o SDM dinâmico não considera a influência espacial no vetor do termo de erro defasado espacialmente ($\xi_t = \lambda W \xi_t + \varepsilon_t$, $\xi_t = \varepsilon_t$) e, no SAR dinâmico, contabiliza somente a importância espacial na matriz da variável dependente.

A grande diferença está no fato de adicionar a matriz de dependente defasada temporal e temporal-espacialmente.

Abaixo, têm-se as equações do SAR dinâmico (Equação 10) e SDM dinâmico (Equação 11):

$$Y_t = \tau Y_{t-1} + \rho W Y_t + \eta W Y_{t-1} + X_t \beta + \mu + \alpha_t I_N + \varepsilon_t, t = 1, 2, \dots \text{ (Equação 10)}$$

$$Y_t = \tau Y_{t-1} + \rho W Y_t + \eta W Y_{t-1} + X_t \beta + W X_t \theta + \mu + \alpha_t I_N + \varepsilon_t,$$

$$t = 1, 2, \dots \text{ (Equação 11)}$$

Para todos os modelos espaciais com efeito fixo, é possível considerar somente efeito fixo no vetor μ (nível espacial) ou somente em α (nível temporal) ou ambos. Com isso, todos os modelos foram estimados com essas três possibilidades.

Os modelos estatísticos e dinâmicos foram aplicados para cada variável dependente (*sagr*, *sfor*, *spas* e *soth*) com as mesmas variáveis independentes, com exceção dos modelos estáticos SLX e SDEM que não foram estimados¹¹⁶.

A partir do valor AIC, escolheu-se para cada tipo de terra, o melhor modelo, conforme as Tabela 14, Tabela 15, Tabela 16 e Tabela 17.

Como pode ser observado, em pastagem, floresta e agricultura, o modelo que apresentou o menor AIC foi o SDM dinâmico com efeitos fixos no espaço e no tempo. No caso de outros usos, o melhor modelo é o SAR dinâmico com efeitos fixos no espaço e no tempo.

¹¹⁶ Não foram estimados por restrições no software Stata versão 14.0 devido ao limite do tamanho da matriz. Pelo mesmo motivo, os modelos dinâmicos com diferentes estimadores: Han-Philipps e Arellano-Bond não podem ser estimados. Todas as estimações foram feitas a partir de Belotti et al., (2017).

Modelo	Efeitos fixos		
	μ	α	$\mu e \alpha$
SAC	-108.571,00	-14.733,41	-109.207,10
SEM	-107.822,30	-14.728,59	-108.613,60
SAR	-108.168,30	-14.735,07	-108.881,10
SDM	108.653,80	-14.923,52	-109.255,10
SDM dinâmico	-160.887,60	-153.459,50	-161.288,90
SAR dinâmico	-160.837,70	-153.416,50	-161.255,70

Tabela 14 – Critério de informação de Akaike para cada modelo espacial com efeito fixo (espacial, no tempo ou em ambos) proposto – variável dependente: *spas*

Fonte: Elaboração própria.

Nota: Para estimar cada modelo foi usado o comando *xsmle* do software Stata.

Modelo	Efeitos fixos		
	μ	α	$\mu e \alpha$
SAC	-98.429,59	-11.463,71	-98.502,98
SEM	-98.141,22	-11.357,11	-98.209,99
SAR	-98.176,18	-11.412,44	-98.244,94
SDM	-98.403,10	-11.800,42	-98.486,26
SDM dinâmico	-110.154,60	-104.965,30	-110.268,90
SAR dinâmico	-110.149,10	-104.982,30	-110.261,70

Tabela 15– Critério de informação de Akaike para cada modelo espacial com efeito fixo proposto – variável dependente: *sfor*

Fonte: Elaboração própria.

Nota: Para estimar cada modelo foi usado o comando *xsmle* do software Stata.

Modelo	Efeitos fixos		
	μ	α	$\mu e \alpha$
SAC	-106.556,60	-39.008,10	-107.075,90
SEM	-106.483,60	-38.900,83	-107.046,50
SAR	-106.491,20	-39.008,41	-107.048,10
SDM	-106.606,30	-39.366,14	-107.061,00
SDM dinâmico	-114.466,10	-108.743,90	-114.640,90
SAR dinâmico	-114.442,20	-108.747,30	-114.633,30

Tabela 16– Critério de informação de Akaike para cada modelo espacial com efeito fixo proposto – variável dependente: *sagr*

Fonte: Elaboração própria.

Nota: Para estimar cada modelo foi usado o comando *xsmle* do software Stata.

Modelo	Efeitos fixos		
	μ	α	$\mu e \alpha$
SAC	-212.195,70	-79.067,55	-212.343,70
SEM	-212.183,60	-79.068,37	-212.179,70
SAR	-212.184,60	-79.067,21	-212.179,20
SDM	-212.217,50	-79.125,36	-212.321,90
SDM dinâmico	-212.350,30	-205.953,60	-212.439,60
SAR dinâmico	-212.367,90	-205.979,90	-212.466,00

Tabela 17 – Critério de informação de Akaike para cada modelo espacial com efeito fixo proposto – variável dependente: *soth*

Fonte: Elaboração própria.

Nota: Para estimar cada modelo foi usado o comando *xsmle* do software Stata.

Logo, o modelo potencial para explicar as mudanças no uso da terra pode ser resumido pelas equações abaixo:

$$Y_{gt}^r = \tau Y_{g(t-1)}^r + \rho W Y_{gt}^r + \eta W Y_{g(t-1)}^p + X_{gt}^p \beta_p + W X_{gt}^p \theta_p + \mu_{gt} + \alpha_{gt} l_N + \varepsilon_{gt} \text{ (Equação 12), em que:}$$

g = municípios da área de estudo (n = 1.747);

t = 2004, 2005, ... , 2019;

r = variável independente (*sagr*, *sfor*, *spas*);

p = variáveis independentes (*meat_price*, *milk_price*, *milk_productivity*, *permanent_crops_price*, *permanent_crops_productivity*, *stocking_rate*, *sugarcane_price*, *sugarcane_productivity*, *average_temperature*, *cereal_productivity*, *cereal_price*, *forest_price*, *oth_temp_crops_price*, *oth_temp_crops_productivity*, *precipitation*, *demography_rate*, *rural_credit*).

$$Y_{gt}^{oth} = \tau Y_{g(t-1)}^{oth} + \rho W Y_{gt}^{oth} + \eta W Y_{g(t-1)}^{oth} + X_{gt}^p \beta_p + \mu_{gt} + \alpha_{gt} l_N + \varepsilon_{gt} \text{ (Equação 13)}$$

g = municípios da área de estudo (n = 1.747);

t = 2004, 2005, ... , 2019;

p = variáveis independentes (*meat_price*, *milk_price*, *milk_productivity*, *permanent_crops_price*, *permanent_crops_productivity*, *stocking_rate*, *sugarcane_price*, *sugarcane_productivity*, *average_temperature*, *cereal_productivity*, *cereal_price*, *forest_price*, *oth_temp_crops_price*, *oth_temp_crops_productivity*, *precipitation*, *demography_rate*, *rural_credit*).

Tanto com o modelo SDM dinâmico quanto com o SAR dinâmico, é possível estimar quatro tipos de efeitos: a curto prazo, direto e indireto e a longo prazo, direto e indireto.

Segundo Le Sage & Page (2009) e Elhorst (2014), ao contrário dos coeficientes estimados pelo MQO cujo resultado representa os efeitos diretos, a interpretação dos resultados dos modelos SDM e SAR dinâmicos deve ser cuidadosa por apresentar as matrizes de variável dependente defasada temporalmente ($Y_{g(t-1)}^r$), espacialmente ($W Y_{gt}^r$), temporal e espacialmente ($W Y_{g(t-1)}^p$) ou de variáveis independentes defasadas espacialmente ($W X_{gt}^p$), nos dois modelos. Os efeitos, com isso, devem considerar todas essas defasagens.

Os efeitos diretos (\bar{E}_{direto}) ocorrem dentro do município, ou seja, o impacto de uma das variáveis explicativas do modelo sobre um dos tipos de uso da terra do mesmo município.

Em contrapartida, os efeitos indiretos ($\bar{E}_{indireto}$) refere-se à influência da mudança de uma variável independente sobre um determinado uso da terra das regiões vizinhas. Com isso, têm-se os chamados efeitos de transbordamento ou *spillovers*. (Almeida, 2012; Debarsy et al., 2012; Elhorst, 2014; Cabral, 2017).

E, por fim, o efeito total é a soma entre os efeitos direto e indireto.

Em relação aos efeitos de curto e longo prazo, a distinção está em contabilizar ou não as variáveis defasadas temporalmente. Assim, no curto prazo, $\tau = \eta = 0$ e, no longo prazo, τ e $\eta \neq 0$, ao mesmo tempo, supõe que $Y_{t-1} = Y_t = Y^*$ e $WY_{t-1} = WY_t = WY^*$. Logo, no longo prazo é o equivalente ao *steady state* ou estado estacionário.

Entretanto, é preciso saber se os modelos espaciais escolhidos por meio do critério AIC são os mais corretos. O melhor modelo deve considerar a existência da influência das leis da Geografia, ou seja, corrigir a possibilidade de haver autocorrelação espacial e heterogeneidade espacial.

Em uma análise dos usos da terra por meio de dados em painel, a aplicação de parâmetros defasados especialmente contribui para corrigir a existência da autocorrelação espacial. Ainda assim, é também potencialmente esclarecedor examinar se há ainda a heterogeneidade espacial na sua forma extrema, ou seja, quando o fenômeno de uso da terra é local. Caso isso ocorra, os resultados auferidos pelos modelos espaciais globais escolhidos – equações 12 e 13 – não são mais válidos e a melhor resposta para as mudanças no uso da terra, entre 2004 e 2019, são fenômenos locais com impactos globais.

Como salientam Carvalho et al. (2006), a escolha do tipo de modelo espacial mais adequado deve-se considerar tanto o poder de explicação proporcionada pela regressão espacial em relação à tradicional por meio da inserção da dependência espacial quanto a presença ou não de estacionaridade espacial.

Em outras palavras, a existência ou não de relações de dependência constantes sobre o espaço. Como indicam Carvalho et al. (2006, p. 18):

“Se o fenômeno em análise apresentar forte estacionaridade, modelos globais de regressão espacial, com coeficientes únicos para toda a área de estudo, serão capazes de descrever bem relação observada de dependência espacial. Caso contrário, essa representação global pode levar a estimativas pouco precisas em alguns pontos, justificando-se a calibração de coeficientes específicos para diferentes regiões do espaço, o que significa estimar modelos locais de regressão espacial.”

Isso é ratificado por Fotheringham et al. (2002) ao enfatizar que a relação entre os fenômenos pode ser mal representada por parâmetros estimados globalmente, por

forneceram respostas médias e esses fenômenos podem ser estruturalmente instáveis dentro da região em que somente algumas variáveis explicativas podem ser importantes para um conjunto de municípios e outras podem ser não significativas (Fotheringham et al., 2000).

Resumidamente, por exemplo, o incremento do preço da carne pode ser relevante para explicar mudanças na área de pastagem do município i , mas isso pode ser não significativo para o município j , próximo ou não, desse município i .

A análise local do fenômeno possui algumas vantagens. Primeiramente, permite averiguar as diferentes respostas da relação entre variáveis explicativas e a dependente, investigando pontualmente a variação do fenômeno ao longo dos municípios. Em segundo lugar, quanto à sua aplicação, a análise local é útil aos formuladores de políticas públicas e para análise de mercados regionais. Em terceiro lugar, a análise local permite uma visualização por meio de mapas.

Essa análise econométrica foi proposta nos anos 90 pelos autores Fotheringham, Brunson e Charlton (Brunson et al., 1996; Fotheringham et al., 2002; Almeida, 2012).

A regressão ponderada geograficamente (RPG) é uma abordagem econométrica que fornece uma versão local da análise de regressão linear, em que as observações são ponderadas pela distância geográfica (latitude e longitude), com coeficientes locais para cada ponto no espaço, descrevendo os efeitos marginais das relações entre as variáveis escolhidas, de acordo com o terceiro capítulo da tese.

Fotheringham et al. (2000) sublinham que o modelo RPG sublinha a possibilidade de haver variações espaciais nas relações refletidas em coeficientes diferentes para cada município da área de estudo. Resumidamente, o modelo RPG é dado pela equação:

$$y_i = \beta_0(u_i, v_i) + \sum_k \beta_k(u_i, v_i)x_{ik} + \varepsilon_i \text{ (Equação 14), em que:}$$

u_i e v_i representam as coordenadas geográfica do município i ;

k = variáveis explicativas.

Assim, o modelo RPG admite que os dados mais próximos do ponto de regressão têm uma probabilidade maior de influenciá-lo. Logo, um dos pressupostos do modelo é a primeira lei da Geografia ou a lei de Tobler.

A estimação de $\beta_k(u_i, v_i)$ é feita por mínimos quadrados ponderados, em que os

pesos se modificam sob influência da proximidade com o ponto de regressão i e são definidos pela função $W(u_i, v_i)$ ou função Kernel espacial. Isso permite, assim, fazer a calibragem do modelo para n subamostras em torno do ponto de regressão i , formando “janelas móveis”.

A função Kernel espacial¹¹⁷ é uma função real, contínua e simétrica cuja integral é igual a 1 (Cameron & Trivedi, 2005; Anselin & Lozano-Garcia, 2008; Almeida, 2012). Essa função usa a distância (d_{ij}) entre dois pontos geográficos (latitude e longitude) representando os municípios da área de estudo e um parâmetro da largura da banda (b), cujo objetivo é determinar um peso entre os dois municípios, que é inversamente relacionado à distância geográfica (w_{ij}), conforme a Figura 44.

De modo geral, a especificação da função depende da escolha de determinados elementos. O primeiro é a seleção da função matemática para a construção da função Kernel espacial. Dentro da literatura (Fotheringham et al., 2002; Almeida, 2012), existem basicamente duas possibilidades principais e mais aplicadas de funções: gaussiana e biquadrada¹¹⁸.

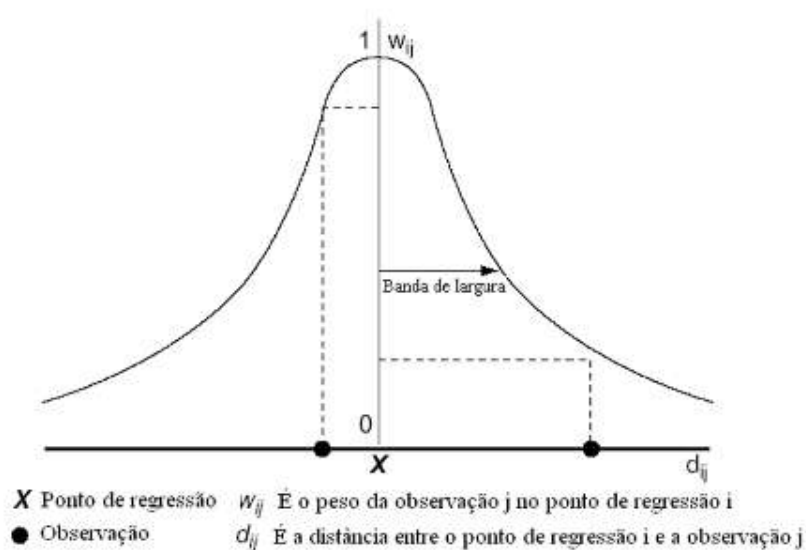


Figura 44 - Função Kernel espacial.

Fonte: Adaptado de Fotheringham et al., 2002, p. 44.

¹¹⁷ De acordo com Almeida (2012), a calibragem do modelo não necessariamente precisa ser feita com base em pontos da regressão, como foi feito na tese, que façam parte da amostra de dados. Essa calibragem pode ser feita para qualquer ponto definido no espaço, ou seja, no caso da tese, dentro da área de estudo. Isso permite que o modelo de regressão ponderada geograficamente (RPG) seja uma forma de interpolação espacial de dados, prevendo valores sobre a variável dependente (cada tipo de uso da terra) para municípios onde não há essa informação.

¹¹⁸ Há outras funções para o Kernel espacial dentro do modelo RPG como, por exemplo, função exponencial simples.

O segundo elemento importante na escolha, o parâmetro b ou a banda a ser utilizada: fixa ou adaptativa. Esse parâmetro, como mostra a Figura 44, controla a variância da função de ponderação, sendo assim um parâmetro de suavização.

Caso seja fixa, conforme a Figura 45, há uma desvantagem: o número de observações dentro da subamostra pode variar consideravelmente. Se a estimação dos coeficientes locais for feita com poucas observações, há problema de eficiência. Em contrapartida, a existência de áreas com subamostras com muitas observações implica em viés na estimação dos coeficientes locais (Fotheringham et al., 2002; Almeida, 2012).

Consequentemente, a escolha ótima da largura da banda envolve um trade-off entre variância e viés. Largura de banda muito pequena leva a uma grande variância grande nas estimativas locais e largura de banda muito larga traz viés às estimativas locais, como mostra a Figura 46.

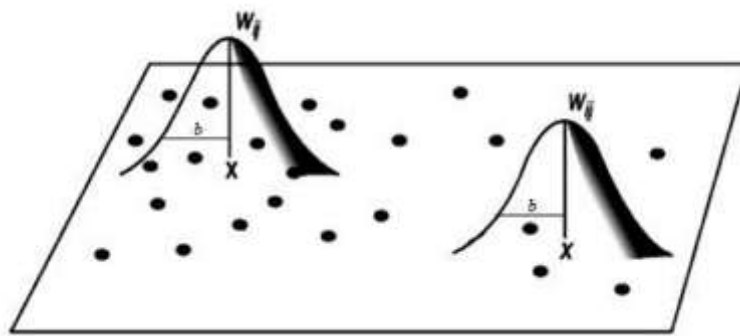


Figura 45 - Kernel espacial fixo.

Fonte: Fotheringham et al., 2002, p. 45.

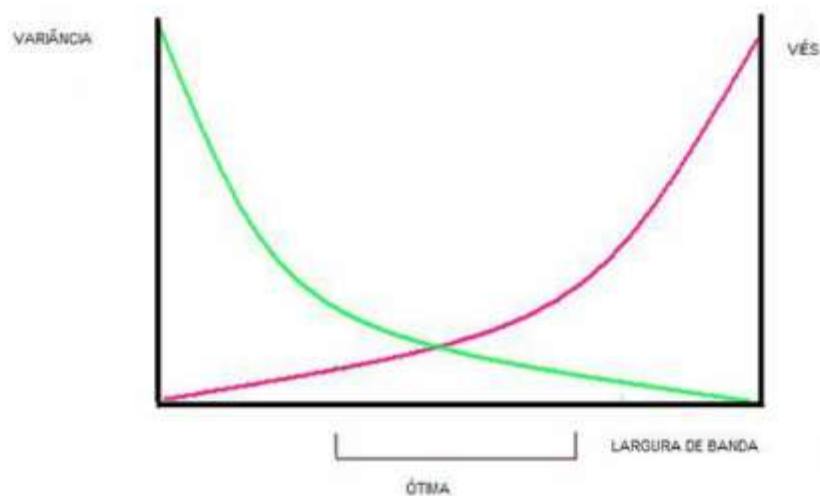


Figura 46 – Trade-off entre variância e viés em função da largura da banda.

Fonte: Adaptado de Charlton et al. (2009).

Esse problema com a banda fixa pode ser contornado com a opção adaptativa. Assim, a função de Kernel adaptativa faz com que se expanda em áreas em que as observações sejam escassas e diminua em áreas em que as observações sejam abundantes, de acordo com a Figura 47. Logo, existem quatro possibilidades de funções de Kernel espacial, conforme o Quadro 3.

No caso da tese, diante dos limites da função fixa, optou-se pela função de Kernel adaptativa. Entre a gaussiana e biquadrada, escolheu-se a última, já que é a única opção no software aplicado (MGWR 2.0). Assim, optou-se pela última equação do Quadro 3.

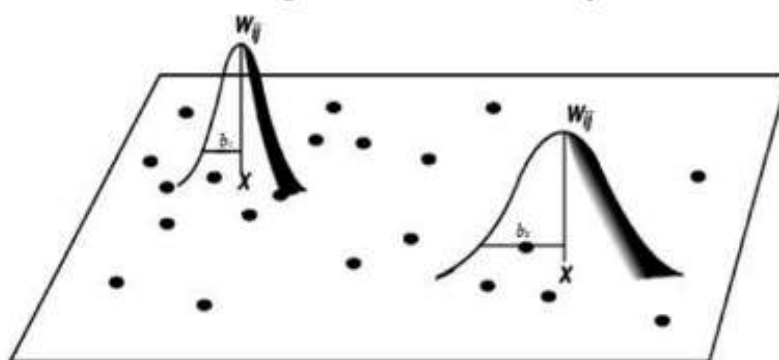


Figura 47 - Kernel espacial adaptativo.

Fonte: Fotheringham et al., 2002, p. 47.

Tipo de função	Expressão matemática da função
Gaussiana fixa	$w_{ij} = \exp\left\{\frac{-1}{2}\left(\frac{d_{ij}}{b}\right)^2\right\}$
Biquadrada fixa	$w_{ij} = \left\{1 - \left(\frac{d_{ij}}{b}\right)^2\right\}^2$, se $d_{ij} < b$ e $w_{ij} = 0$, caso contrário
Gaussiana adaptativa	$w_{ij} = \exp\left\{\frac{-1}{2}\left(\frac{d_{ij}}{b_{i(k)}}\right)^2\right\}$
Biquadrada adaptativa	$w_{ij} = \left\{1 - \left(\frac{d_{ij}}{b_{i(k)}}\right)^2\right\}^2$, se $d_{ij} < b_{i(k)}$ e $w_{ij} = 0$, caso contrário

Quadro 3 – Funções de Kernel espacial.

Fonte: Fotheringham et al., 2002.

A abordagem RPG é definida para dados em corte transversal e não, para dados em painel. Com isso, as vantagens dos dados em painel citadas durante o capítulo três da tese não são mais válidas, podendo haver, conforme visto, os efeitos não observados tornando o estimador viesado e/ou ineficiente.

Entretanto, esses efeitos não controlados com o modelo RPG podem ser solucionados com dados em painel com efeitos fixos, como ocorre na tese. Para tal, é preciso estimar essa abordagem com o método das diferenças (Almeida, 2012).

O método das diferenças tira as diferenças de cada variável incluída no modelo de regressão entre o último e o primeiro período, respectivamente, 2019 e 2004, logo:

$$\Delta y_{i(2019-2004)} = y_{i(2019)} - y_{i2004}, \text{ em que:}$$

i = município e y = sagr, sfor, spas e soth

$$\Delta X_{i(2019-2004)} = X_{i(2019)} - X_{i2004}, \text{ em que:}$$

i = município e y = cada variável explicativa proposta

Nesse procedimento simples de estimação, os efeitos fixos, que são constantes no período de análise, são descartados pelo método de diferenças. A partir disso, é possível estimar a regressão ponderada geograficamente, sem problemas com os efeitos não observados.

Em cada uso da terra, de acordo com a Tabela 18, o modelo RPG pelo critério Akaike foi melhor que o modelo global. Isso significa que o modelo de uso da terra para cada tipo é um fenômeno local e não, global. Com isso, os modelos SDM dinâmico, para agricultura, pastagem e floresta, e SAR dinâmico, para outros usos, não são os melhores para explicar as transformações de uso da terra para a área de estudo, no período de 2004 a 2019. Não quer dizer que não possua efeitos globais.

Uso da terra	Modelo global	Modelo RPG
pastagem	4.340,14	3.079,27
agricultura	4.718,11	4.223,83
floresta	4.657,01	4.159,77
outros usos	4.740,84	4.472,78

Tabela 18 - Critério Akaike para os modelos global e RPG.

Fonte: Elaboração própria.

A maioria dos estudos de análise de mudanças no uso da terra ou sobre desmatamento para o Brasil analisam ou bioma parcial ou totalmente ou alguma unidade federativa. Essas transformações, entre 2004 e 2019, devem ser analisadas localmente, no caso da tese, a nível municipal. Logo, uma variável explicativa é significativa para explicar mudança de um determinado tipo de uso da terra para um conjunto de municípios e para outros, tal afirmação pode ser inválida.

O modelo RPG resolve o problema da existência de heterogeneidade espacial. Sua especificação tende a limpar os resíduos de autocorrelação espacial. Mesmo assim, pode ainda haver autocorrelação espacial remanescente nos resíduos, apesar de ser num grau menor do que observado na análise exploratória dos dados espaciais, visto no começo do capítulo, em razão da especificação local dos coeficientes (Almeida, 2012).

Caso haja ainda autocorrelação espacial por meio da aplicação do índice de Moran nos resíduos, para cada uso da terra, é preciso modelar a dependência espacial de forma extrema, ou seja, a adição de parâmetro espacial para cada município.

Na Tabela abaixo, nota-se que, para todos os usos da terra, existe ainda uma autocorrelação espacial, positiva, e com isso, é preciso corrigir o modelo RPG com a remoção de autocorrelação espacial remanescente.

<i>Índice de autocorrelação espacial</i>	spas	sagr	sfor	soth
Moran	0,287***	0,066***	0,187***	0,191***
c de Geary	0,699***	0,919***	0,830***	0,855***
G de Getis-Ord	-0,296***	-0,070***	-0,212***	-0,620***

Tabela 19 – Análise da existência de autocorrelação espacial nos resíduos do modelo RPG para cada uso da terra.

Fonte: Elaboração própria.

Nota: (a) * p-valor < 10%, ** p-valor < 5% e *** p-valor < 1%.

Para isso, é preciso realizar o procedimento proposto por Anselin et al. (1996). A partir dos dados gerados com o método das diferenças, estima-se o modelo clássico de regressão linear pelos mínimos quadrados ordinários. Por meio do teste do multiplicador de Lagrange em duas partes, escolhe-se não defasar ou defasar espacialmente a variável dependente. Se sim, opta-se pelo modelo SAR local. Ou defasar ou não os erros e escolher, caso afirmativo, o modelo SEM local.

O teste de multiplicador de Lagrange tem como hipótese nula que $\rho = 0$. Assim, há preferência pelo modelo restrito. Caso seja rejeitada a hipótese, deve-se usar modelo

SAR local. Depois, o teste vê se $\lambda = 0$. Se isso não ocorrer, SEM local deve ser escolhido.

Mesmo assim ainda existe a possibilidade de ρ e $\lambda \neq 0$. Nesse caso, pelo procedimento de Anselin et al. (1996), é necessário ver qual dos valores gerados pelo teste é o maior. Ao fazer esse procedimento, nota-se, de acordo com os resultados apresentados na Tabela abaixo, que SAR local é o preferível (Tabela 20).

Uso da terra	SEM	SAR
pastagem	825,82***	957,45***
agricultura	129,25***	157,44***
floresta	253,62***	316,49***
outros usos	282,52***	298,71***

Tabela 20 – Teste de multiplicador de Lagrange – modelos SEM e SAR.

Fonte: Elaboração própria.

Nota: (a) * p-valor < 10%, ** p-valor < 5% e *** p-valor < 1%.

Logo, o modelo RPG deve ser estimado, para cada uso da terra novamente adicionando sua respectiva variável dependente defasada espacialmente.

Depois desse procedimento, se refaz a estimação para comparar os modelos SAR global e local. Os resultados mostram que modelo SAR local é preferível ao SAR global de acordo com o AIC (Tabela 21).

Uso da terra	SAR global	SAR local
pastagem	2.857,78	2.756,62
agricultura	4.456,07	4.209,56
floresta	4.657,01	4.159,77
outros usos	4.300,14	3.972,24

Tabela 21 - Critério Akaike para os modelos SAR global e local.

Fonte: Elaboração própria.

Assim como todo o tipo de ferramenta de modelagem, a abordagem RPG também apresenta alguns cuidados: vulnerabilidade a outliers cuja influência pode ser alta nas estimativas dos coeficientes locais ou existência de multicolinearidade local, ou seja, falta de independência entre as estimativas locais (Le Sage, 2004; Wheeler & Páez, 2010; Almeida, 2012).

Para a possibilidade de multicolinearidade entre os coeficientes, foram usadas ferramentas de diagnóstico de colinearidade local e comparou-as com os parâmetros

estimados por Oshan et al. (2019). Os resultados mostraram que em alguns municípios podem estar sujeitos aos efeitos de colinearidade. No entanto, sugerem que em nenhum dos municípios a colinearidade é problemática.

No caso dos outliers, inclui-se uma variável dummy e analisa se essa variável binária é significativa ou não. Feito isso, para todos os usos, a dummy¹¹⁹ não foi significativa a qualquer nível de significância (p-valor = 1, 5 ou 10%).

Após esses procedimentos, de acordo com as próximas Tabelas, todas as variáveis explicativas apresentam variabilidade espacial para os seguintes usos: pastagem, e agricultura a nível de significância de 1%.

Para floresta, quase todas as variáveis apresentaram não-estacionaridade espacial, exceto o preço do leite.

Para outros usos, somente temperatura média, precipitação média e taxa demográfica foram significativas e, conseqüentemente, as outras variáveis têm não-estacionaridade espacial.

Com esses resultados, por meio de mapas, para melhor visualização, podemos detectar onde cada variável explicativa é significativa e o quanto cada variável influencia o percentual do uso da terra em cada município.

Com isso, localmente, pode se determinar quais variáveis explicativas escolhidas foram significativas, o grau de relação, em cada uso da terra, para cada município da área de estudo, no período de 2004 até 2019.

A escolha dos municípios significativos foi feita ao nível de significância de 5%.

• Pastagem

Primeiramente, o termo da defasagem espacial fornece evidência de que existe um efeito transbordamento na área de pastagem. Assim, mudanças na área de pastagem num determinado município conduz *spillovers* nos seus municípios vizinhos.

As variáveis explicativas produtividade de grãos, taxa demográfica e temperatura média, mesmo apresentando variabilidade espacial, ao analisar o nível de significância de

¹¹⁹ A dummy considerou os municípios que foram detectados como outliers e pontos de alavancagem na análise exploratória dos dados espaciais.

5% via p-valores de cada município, mostraram que não foram significativas para explicar as mudanças de área de pastagem para nenhum dos municípios da área de estudo, durante o período de 2004-2019. Com isso, foram assim descartadas.

Em relação aos preços dos grãos, poucos municípios ($n = 69$) mostraram que essa variável explicativa impacta, quando aumentada, negativamente na área destinada à pastagem, em particular, aqueles localizados em Minas Gerais e Goiás (Figura 48).

Existe uma possibilidade de que incremento no preço dos grãos leva a uma alteração na configuração do uso da terra favorável ao uso agrícola nesses municípios. Isso pode ser corroborado quando se analisa a relação entre essa variável explicativa e agricultura nesses locais, como será visto posteriormente nesse capítulo.

Para a variável precipitação, o aumento dessa variável climática provocou um efeito de redução na área destinada à pastagem, em quase 10,9% do total de municípios presentes na área de estudo, entre 2004 e 2019. Dentro do bioma Amazônia, eles estão localizados no Maranhão, Pará e Tocantins. No Cerrado, em uma parte do MATOPIBA. Além de um número considerável de municípios maranhenses presentes na região de Transição (Figura 48).

Em contrapartida, essa relação foi inversa para 74 municípios em que o aumento da precipitação elevou a área de pastagem. Todos os municípios dentro do bioma Cerrado, especificamente, nos Estados de Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e São Paulo, no período selecionado (Figura 48).

Resumidamente, para 264 municípios, a precipitação foi um dos determinantes da variação de área para pastagem, com os dados entre 2004 e 2019.

Considerando a relação entre aumento da precipitação e queda na área de pastagem para os municípios presentes no bioma amazônico, entre 2004-2019, tal fato pode ter sido ocasionado pela desistência do uso da terra para pasto ou perdas de áreas, por exemplo, em detrimento da possibilidade da incidência da síndrome da morte da braquiária cv. Marandu¹²⁰, principal gramínea empregada nas pastagens cultivadas no país em cerca de 50% do total da área de pastagem no país (Embrapa, 2020).

¹²⁰ Esta cultivar precisa de solos profundos, com boa permeabilidade do solo, fertilidade entre média a alta, a fim de ter um bom vigor e persistência da pastagem, com alta produtividade de forragem de boa qualidade. Ela se adapta a solos arenosos e argilosos, com acidez moderada, mas não sobrevive a condições de encharcamento (Dias-Filho, 2005; Dias-Filho & Andrade, 2006; 2019). Além dessa gramínea, outras

Grande volume de chuvas – acima de 2.100 mm/ano – com tipos de solo com baixa permeabilidade¹²¹, muito presentes em parte da área de estudo, pode gerar a morte dessa gramínea e, conseqüentemente, perdas de área para a pastagem¹²². Em alguns casos, a síndrome da morte da braquiária é uma das principais causas da degradação de pastagem (Dias-Filho & Andrade, 2005; 2019).

Como será visto posteriormente, na área de estudo, há uma alta quantidade de pastagens cultivadas degradadas e um dos motivos é a síndrome da morte da braquiária. Esse tipo de síndrome já foi diagnosticado no Acre, Amazonas, Tocantins, Rondônia, Mato Grosso, Maranhão e Pará (Teixeira-Neto et al., 2000; Valentim et al., 2000; Andrade et al., 2003; Dias-Filho, 2005; Andrade & Valentim, 2007; Dias-Filho, 2011; Townsend et al., 2012; Manzatto et al. 2014; Pedreira et al., 2014; Dias-Filho & Andrade, 2019).

Assim, ratifica-se a necessidade de emprego de diferentes tipos de gramíneas para minimizar a possibilidade de perdas na área. Existe a necessidade de diversificação dos ecossistemas de pastagens¹²³ em regiões com clima quente e úmido, aumentando a resiliência e da produção de biomassa, reduzindo os riscos de degradação e perdas devido à ocorrência de pragas, plantas daninhas e doenças (Tilman et al., 2001; Soder et al., 2007; Dias-Filho & Ferreira, 2009).

Ou seja, há a necessidade de melhorias no sistema de produção de carne ou de leite a pasto, diante das mudanças climáticas devido à maior frequência de eventos extremos – chuvas mais intensas – ou às alterações nos regimes de chuva, mais prolongados, em alguns locais da área de estudo. Essa possibilidade é crescente de acordo com o último relatório do IPCC (IPCC, 2021).

gramíneas podem ser atingidas por essa síndrome, com diferentes graus de suscetibilidade como Brizantha cv. Piatã ou cv. MG-4 (ruim) ou Brizantha cv. Xaraés (regular) (Pedreira et al., 2014).

¹²¹ Dentro dos solos com baixa permeabilidade, dois exemplos, dentro da área de estudo, são os Planossolos presentes em uma parte dos Estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul ou Plintossolos que possuem camadas endurecidas no solo que impedem uma boa drenagem, presente em diversos estados: Amazonas, Pará, Maranhão, Piauí, Goiás, Mato Grosso, além do Distrito Federal (Lepsch, 2010; Santos et al., 2013).

¹²² Caetano & Dias-Filho (2008) mostraram, por exemplo, em Campo Grande, no Mato Grosso do Sul, uma redução de 55% no número médio de perfilho, de 74% a massa das raízes e de 66% na taxa de crescimento.

¹²³ Sublinha-se que grande parte da literatura sobre o tema está relacionada à biodiversidade em áreas pastejadas – pastagens naturais, seminaturais ou outras áreas naturais usadas para pastejo. Para pastagens cultivadas, isso é mais negligenciado (Dias-Filho & Ferreira, 2009).

Além disso, regiões com maior precipitação podem dificultar o acesso à floresta e impedir a conversão de floresta para pastagem, sobretudo, na Amazônia, e o escoamento da produção num país marcado pela baixa qualidade de infraestrutura e ratificado pelos dados da CNT (2021). Nesse caso, é preciso salientar que essa característica é latente, em todo o território brasileiro, desde o começo do processo de ocupação, como sublinhado no segundo capítulo da tese.

Ao mesmo tempo, pode haver a ocorrência de redução da precipitação com maior frequência, com as mudanças climáticas (IPCC, 2021), nas regiões tropicais e, com isso, áreas atualmente com impossibilidade de plantio do capim-marandu ou dificuldades de acesso, por exemplo, com menor precipitação, podem ter pasto com uma produtividade maior, favorecendo a implantação e a persistência de áreas de pastagens e até o uso de sistemas mais intensivos como a integração lavoura-pecuária ou sofrerem, com sistemas extensivos, pressão por mais áreas para esse tipo de uso da terra e podendo incrementar o desflorestamento, em particular, na região amazônica.

Diante disso, entende-se que há uma gama de estratégias possíveis. Uma delas seria a recuperação dessa pastagem com o emprego de gramíneas mais adaptadas às condições climáticas ou, num contexto de sustentabilidade ambiental, políticas de uso sustentável da floresta ou a economia da restauração com conversão de pastagem em vegetação nativa.

24,3% do total de municípios apresentou variabilidade espacial significativa com preço da carcaça bovina (Figura 49). A variação do preço da carne está associada com aumento da área de pastagem somente em uma pequena parte de Goiás. Na maior parte da área de estudo, o incremento do preço reduz a área destinada ao pasto. Isso é observado, sobretudo, em Mato Grosso do Sul e Goiás, além de alguns municípios em Minas Gerais, Tocantins, Pará, Maranhão, Mato Grosso, Acre e Rondônia, totalizando 412 municípios dentro da área de estudo, conforme visto na Figura 49.

Nesse último grupo de municípios, aumentos no preço da carne após o abate induzem a uma queda na área destinada à pastagem podem ser explicados pela necessidade de, em diferentes momentos no período 2004-2019 como observado no capítulo 3, fazer frente ao índice de inflação IPCA superior à variação de preço da carne bovina após o abate. Isso gera duas opções ao produtor: ou ele não faz nada e tem perdas sem melhorias no sistema ou ele intensifica para ampliar as receitas diante de uma inflação mais elevada e conseqüentemente, custos mais altos.

A expansão da atividade possui custos, independentemente do tipo do método usado: queimadas, corte raso etc. A elevação dos custos com incremento do IPCA não é compensada, mesmo diante do aumento do preço da carne.

Nos outros municípios, por não ser significativa essa variável explicativa, o preço da carne bovina não é um dos determinantes das mudanças no uso da terra.

Há outras variáveis ligadas à pecuária que podem influenciar na variação da área destinada à pastagem, como a taxa de lotação, que será vista, em breve, e a questão do direito de propriedade à terra e especulação fundiária, sobretudo, na região Amazônica. Infelizmente, não há como mensurar esses determinantes a nível municipal, com dados para todos os anos de 2004 a 2019.

Como sublinham Azevedo-Ramos (2020), Alencar et al. (2020) e Lima Jr. et al. (2021a; b), uma característica fundamental da Amazônia que influencia na dinâmica entre desmatamento e pecuária é o título da terra. Grande parte das posses de terra presentes nesse bioma foi ilegalmente registrada como propriedade privada mesmo sendo, por exemplo, terras públicas. Essa questão é antiga como salientado no segundo capítulo. Essa região tem alta vulnerabilidade à especulação imobiliária. O processo de grilagem, por exemplo, aumenta a oferta de terras, reduzindo seu valor e estimulando a pecuária extensiva.

De acordo com Lima Jr. et al. (2021, p. 3), “na Amazônia, um aumento da pecuária está associado a uma redução do preço da terra.”. O aumento da pecuária nessa região significa pressão por desmatamento na medida em que o sistema de produção de carne na região tem baixo potencial de ganhos de produtividade, baseado num modelo de pecuária extensiva caracterizado pela criação de animais em grandes áreas de pastagem, uso reduzido de insumos e produtividade baixa (Lima Jr. et al., 2021a; b).

Em relação à atividade leiteira, para a variável preço do leite, somente para 83 municípios espalhados por Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e São Paulo, o preço do leite foi significativo. O aumento do preço impacta com uma queda na área de pastagem entre 6% e 22% (Figura 50).

No caso da produtividade leiteira, poucos municípios ($n = 48$) tiveram essa variável como um dos determinantes para mudanças na área voltada para pastagem. Em todos, o aumento da produtividade leva a queda na área destinada a esse uso. A relação entre produtividade do leite e área de pastagem é significativa em alguns municípios do Mato

Grosso, Mato Grosso do Sul e Minas Gerais (Figura 50).

Para as variáveis ligadas à agricultura, iniciando com os cultivos permanentes, os preços foram significativos e, sempre que elevados, aumentam a área de pastagem para 63 municípios concentrados em Minas Gerais, São Paulo e Mato Grosso do Sul (Figura 51).

No caso da produtividade, essa variável foi um dos determinantes para alterar o uso da terra para pastagem em 374 municípios localizados no Maranhão, Minas Gerais, Pará e São Paulo. Para esses casos, o aumento da produtividade gera queda na área para pastagem (Figura 51), indicando uma provável conversão de pastagem em área agrícola com cultivo de lavouras permanentes.

Para a cana-de-açúcar, em particular, em 166 municípios nas seguintes Unidades da Federação: Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, São Paulo e Tocantins, o preço dessa commodity agrícola explica mudanças na área destinada à pastagem. Para a maioria desses municípios ($n = 126$), como mostra a Figura 52, a elevação do preço diminui a área para pastagem.

Com relação à produtividade, essa variável explicativa se mostrou significativa para alterações no uso da terra com pastagem em 286 municípios em que a relação é de aumento da produtividade da cana leva a uma redução da área destinada à pastagem, em diferentes locais presentes no Acre, Amazonas, Bahia, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Pará, Rondônia, São Paulo e Tocantins (Figura 52).

Essa relação cana e pastagem pode ser positiva ao recuperar pastagem, em grande parte, em processo de degradação, e reduzir as emissões de gases de efeito estufa e a necessidade de demanda por terras para esse cultivo (Goldemberg et al., 2008; Alkimim et al., 2015).

Todavia, a área ocupada por pastagem pode pressionar por busca por novas áreas para o gado, maior pressão por desmatamento (*indirect land use change*), tendo um efeito de transbordamento, já comprovado tanto para a cana-de-açúcar como para a soja dentro da literatura (Nepstad et al., 2006; Barona et al., 2010; Lapola et al., 2010; Arima et al., 2011; Sá et al., 2013; Richards et al., 2014; Graesser et al. 2015; Jusys, 2017; Kuschnig et al., 2021).

Ressalta-se que, para a cana, é válido esse efeito para um número significativo de municípios entre 2004-2019. No caso da soja, a produtividade dos grãos não foi relevante.

Talvez, seja necessário, para estudos futuros, a divisão dessa variável, separando a soja dos outros tipos de grãos, por exemplo.

Em publicação de Bento et al. (2018), nos últimos anos, a área plantada de cana-de-açúcar no Brasil aumentou em aproximadamente 60%, graças, em grande parte, às pastagens não manejadas e improdutivas. Entretanto, como sublinham os autores, esse processo afeta as emissões no longo prazo e alteram o balanço de carbono e nitrogênio, com o uso mais intensivo de insumos para o cultivo da cana e a intensificação da pecuária numa área menor, ao invés de expansão da pecuária em outras áreas. O grande problema é a forma de aplicação de fertilizantes nitrogenados até então pouco aplicados em pastagens no país. Esse tipo de insumo aumentou o seu uso, nos últimos anos, sobretudo, em pastagens, majorando as emissões de óxido nitroso e de metano, gases de efeito estufa (Estavillo et al., 2002; Mello et al., 2014; Pires et al., 2015; Tiritan et al., 2016; Bento et al., 2018; Bento, 2020).

Com isso, a necessidade de um manejo correto de solo, entendendo as características do solo e como diferentes tipos de insumos se conciliam com a matéria orgânica, é essencial nesse processo de conversão. Esse procedimento pode ser favorável na qualidade de solo evitando a degradação do solo, dependendo do tipo de manejo estabelecido, e evitando emissões maiores de gases de efeito estufa (Bordonal et al., 2015; Cherubin et al., 2016; Canisares et al., 2020).

Assim, a questão perpassa pela forma de manejo durante e após essa conversão, diante de um país com histórico pouco favorável nesse tema, conforme já citado em diferentes momentos do processo de ocupação do território brasileiro, vide o capítulo 2 da tese.

E, por fim, em relação aos outros cultivos temporários, para o preço, em 63 municípios dos 1.747 municípios presentes na área de estudo, tal variável foi significativa. No período entre 2004 e 2019, para esses municípios localizados basicamente no Mato Grosso do Sul e em Goiás, a variável preço de outros cultivos temporários quando elevada, a área para pastagem aumenta de 5 a 11% (Figura 53).

No caso da produtividade, cerca de 1/3 dos municípios foram significativos. Ou seja, entre 2004 e 2019, em municípios espalhados por Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Pará e Tocantins, além de Distrito Federal, essa variável foi uma das responsáveis por alterar a área voltada para pastagem, conforme a

Figura 53. Para grande parte desses municípios, o aumento da produtividade desses tipos de lavouras pressiona por redução da área de pastagem, podendo indicar possíveis casos de *indirect land use change*. Esses cultivos podem estar engrossando a lista de produtos agrícolas que indiretamente colaboram com maior pressão por desmatamento.

No caso de ganhos com a exploração florestal, de acordo com a Figura 54, todos os 154 municípios significativos estavam presentes no Estado de São Paulo e diminuem a área de pastagem com o aumento dessa variável no período 2004-2019. Isso pode indicar o aumento da relevância dessa variável dentro de um contexto de restauração ecológica, com ganhos econômicos no Estado de São Paulo, através do uso de antigas áreas de pastagem em processo de degradação.

O crédito rural contribui com redução na área de pastagem, indicando uma contribuição positiva para menor uso de pasto na atividade pecuária em cerca de 43,3% do total de municípios da área de estudo no período 2004-2019 (Figura 54). O crédito rural para a pecuária teve o poder de reduzir a área destinada à pastagem em todos os municípios. Essa questão será retomada no uso agricultura, em que o efeito poupa terra obtido com a pecuária via crédito rural deixa de existir com grande aumento da demanda por área agrícola e também forte pressão por desflorestamento.

Finalmente, analisar-se-á a taxa de lotação. Aumentar UA/ha expressa queda na área destinada para pastagem em 424 municípios de 6 Estados diferentes além do Distrito Federal. Somente em 43 municípios com algum percentual de bioma Amazônia, no Estado do Mato Grosso, a variável taxa de lotação foi significativa para explicar mudanças na área de pastagem. Grande parte dos municípios está no Cerrado, indicando que o maior potencial para intensificar a pecuária está nesse bioma (Figura 55).

Logo, a promoção de sistemas mais intensivos nesses locais pode contribuir na recuperação de vegetação nativa de um dos biomas mais ameaçados do planeta e com alta taxa de perda da floresta nativa (~ 45%).

De acordo com Newbold et al. (2016), as perdas no ecossistema Cerrado superaram o limite seguro em que uma área natural deve manter 90% da sua biodiversidade. Sublinha-se que dos 14 biomas terrestres no mundo, o Cerrado é um dos nove mais ameaçados. Esse *hotspot*, um dos principais do mundo, deve ser preservado e existe uma possibilidade de evitar seu colapso com um dos principais drivers de desmatamento – a pecuária – há vários séculos, conforme sublinhado no segundo capítulo da tese (Myers et

al. 2000; Sano et al., 2010; Dias et al., 2016). A área não mais destinada à pecuária pode ser usada para reflorestamento (Strassburg et al., 2017).

Outro dado relevante é que, de acordo com Lapig (2020), em 2018, somente 39,1% das áreas de pastagem não possuíam nenhum tipo de degradação na área de estudo, indicando que a taxa de lotação bovina pode ser ampliada e, conseqüentemente, incrementar a área destinada à floresta e diminuir a pressão por novas áreas para pasto, somente recuperando as pastagens degradadas. Esse potencial será visto em um dos cenários propostos no quinto capítulo da tese. Para efeito de comparação, esse valor é superior ao observado no Brasil. A média nacional foi aproximadamente 28,1%.

Em síntese, pelo menos uma das variáveis explicativas proposta para avaliar as mudanças na área destinada à pastagem foi significativa no período 2004-2019 para cerca de 91,1% do total de municípios da área de estudo. Em contrapartida, para 153 municípios, a variação na área de pastagem não foi explicada por nenhuma das variáveis propostas pela tese, a uma taxa de significância de 5%.

Dentre as variáveis explicativas, ressalta-se a importância da variação dos preços e produtividades agrícolas, exceto para grãos, e do crédito rural como principais determinantes para alterar a área de pastagem na área de estudo entre 2004 e 2019, além da taxa de lotação, sobretudo, para o bioma Cerrado.

Em relação ao crédito rural, reforça-se a importância das instituições nas transformações do uso da terra como já observado ao longo de séculos de processo de ocupação do território brasileiro (vide o capítulo 2). Inclusive, nesse período de análise dos dados, as instituições por meio de políticas de controle e comando colaboraram de forma significativa na queda do desmatamento.

Atualmente, com medidas mais frouxas na área ambiental estabelecidas pelo governo Bolsonaro, as instituições contribuem, infelizmente, com o aumento do desmatamento e avanço das áreas agropecuárias, mesmo em momento de crise econômica no país, agravada com a pandemia do coronavírus, conforme dados recentes do PRODES (2021).

No caso específico das variáveis mais ligadas à pecuária, taxa de lotação e preço da carne foram significativas para mais de 200 municípios, sobretudo, com uma relação de aumento da variável impactando com queda na área de pastagem, com grande percentual de casos no Cerrado.

No caso do bioma Amazônico, os casos se concentram no Mato Grosso. Para esse bioma, talvez, como foi salientado, a melhor variável para explicar a variação da área para pastagem seja valor da terra e não, da carne e nem taxa de lotação, porém, existe a impossibilidade de deter essa informação para todos os municípios e em todo o período proposto.

Após analisar a variabilidade espacial das variáveis em relação à pastagem, serão vistas como as variáveis explicativas se relacionam com o uso destinada à floresta.

parâmetro	p-valor (modelo SAR local)	
constante	0,000	***
meat_price	0,000	***
milk_price	0,000	***
milk_productivity	0,000	***
permanent_crops_price	0,000	***
permanent_crops_productivity	0,000	***
stocking_rate	0,000	***
sugarcane_price	0,000	***
sugarcane_productivity	0,000	***
average_temperature	0,000	***
cereal_price	0,000	***
cereal_productivity	0,001	***
forest_value	0,000	***
oth_temp_crops_price	0,000	***
oth_temp_crops_productivity	0,000	***
precipitation	0,000	***
demography_rate	0,000	***
rural_credit	0,000	***
ρ	0,000	***

Tabela 22 – Resultados do teste para variabilidade espacial (teste de significância de Monte-Carlo) para a variável *spas*.

Fonte: Elaboração própria.

Notas: (a) * p-valor < 10%, ** p-valor < 5% e *** p-valor < 1%.

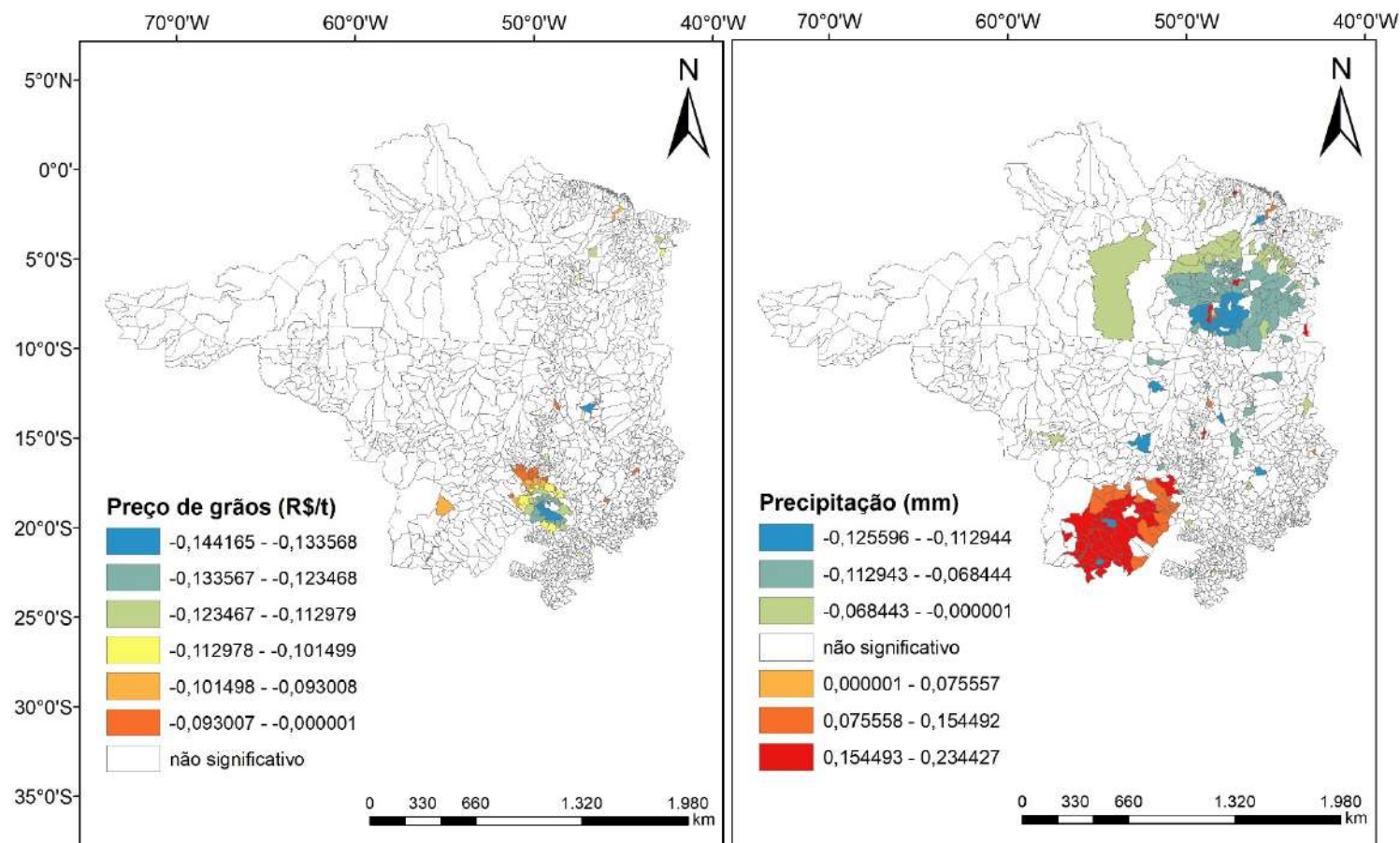


Figura 48 - Coeficientes locais para pastagem: preço dos grãos e precipitação média anual.

Fonte: Elaboração própria.

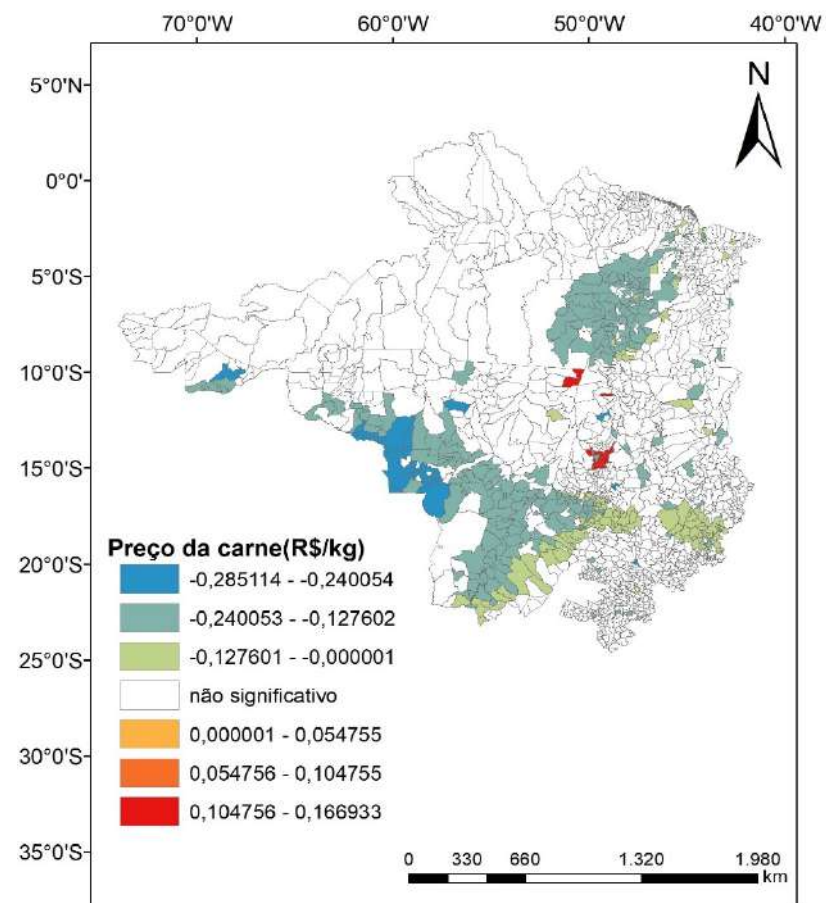


Figura 49 - Coeficientes locais para pastagem: preço médio da carne bovina.

Fonte: Elaboração própria.

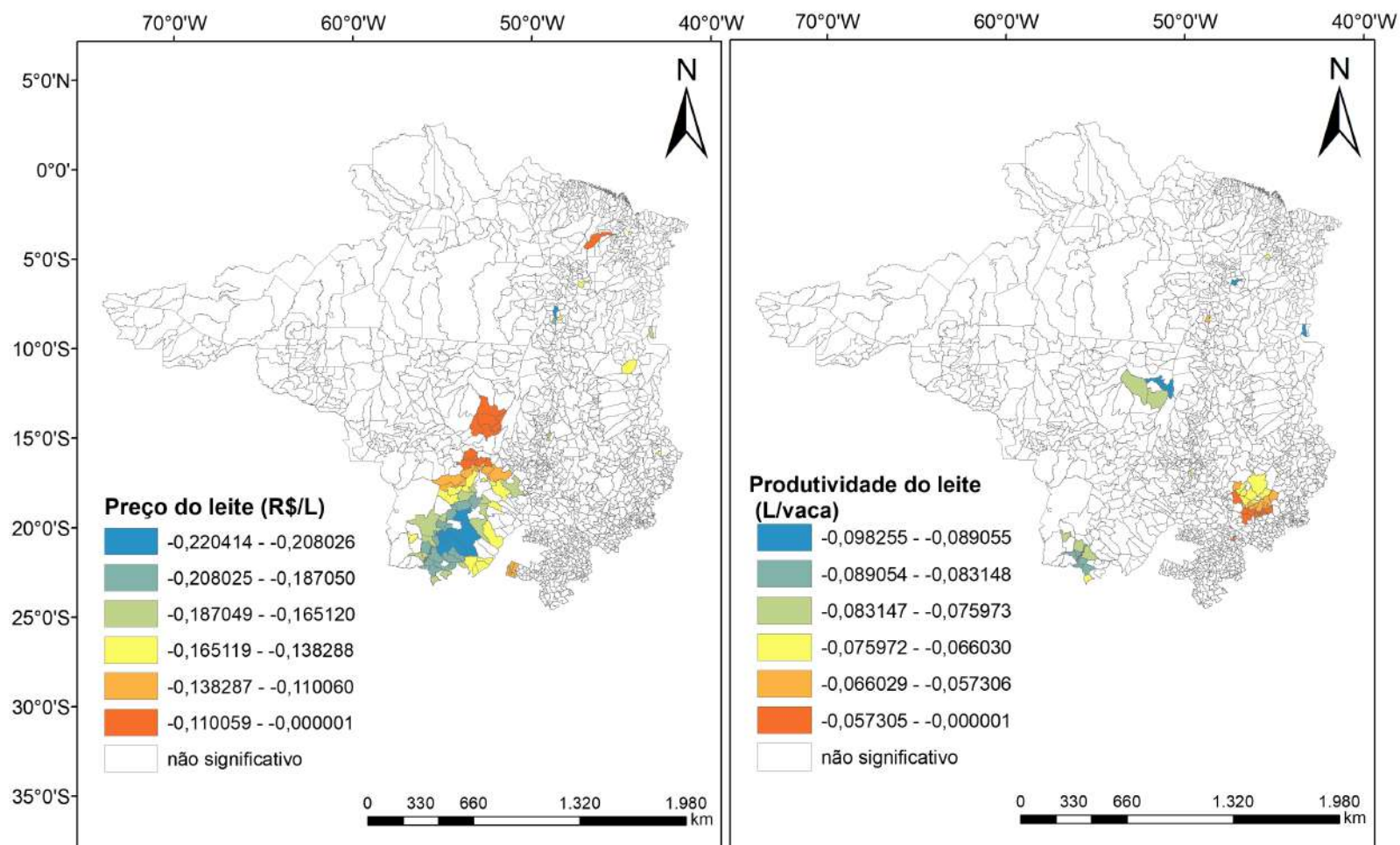


Figura 50 - Coeficientes locais para pastagem: preço e produtividade do leite.
Fonte: Elaboração própria.

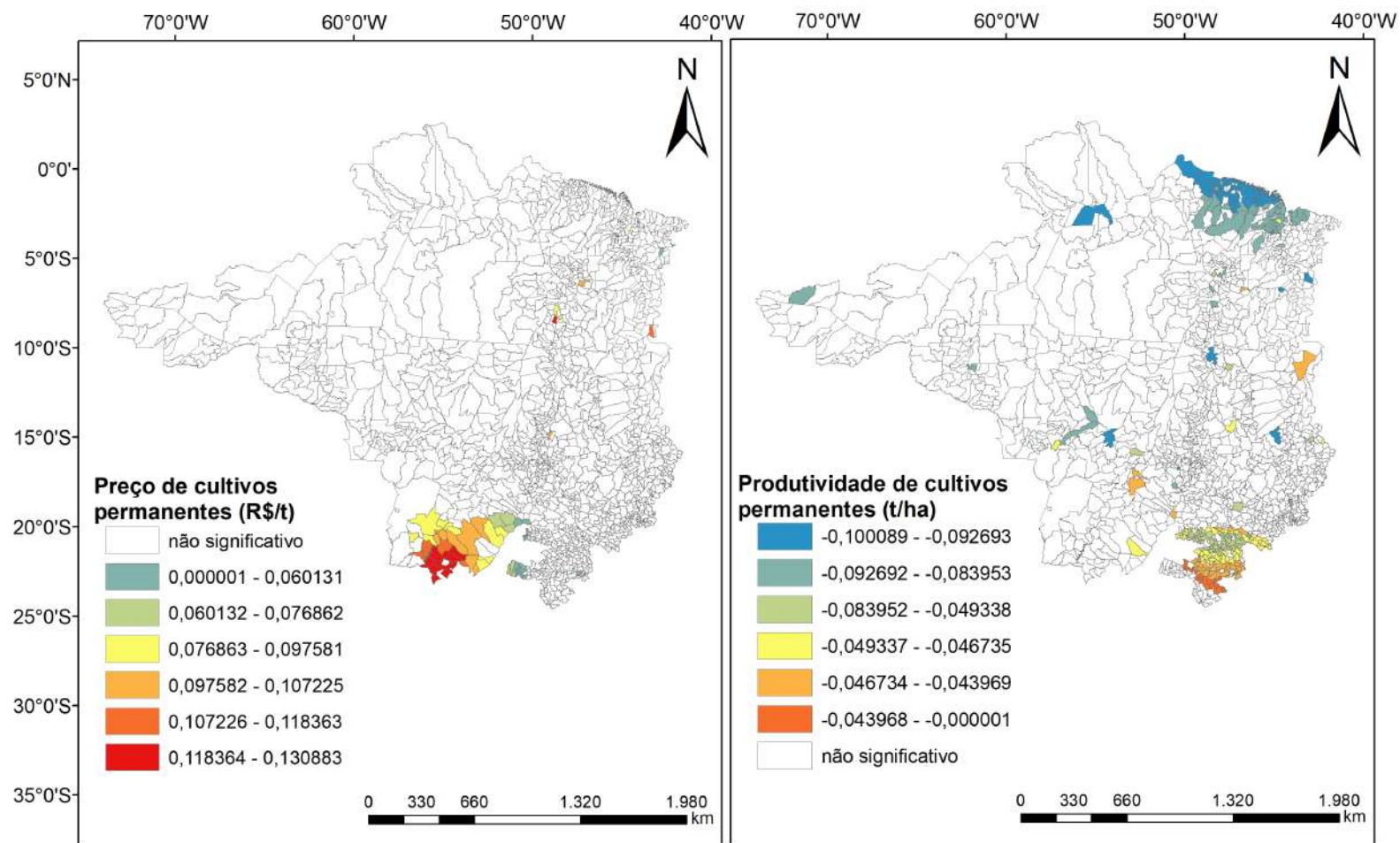


Figura 51 - Coeficientes locais para pastagem: preço e produtividade de cultivos permanentes.

Fonte: Elaboração própria.

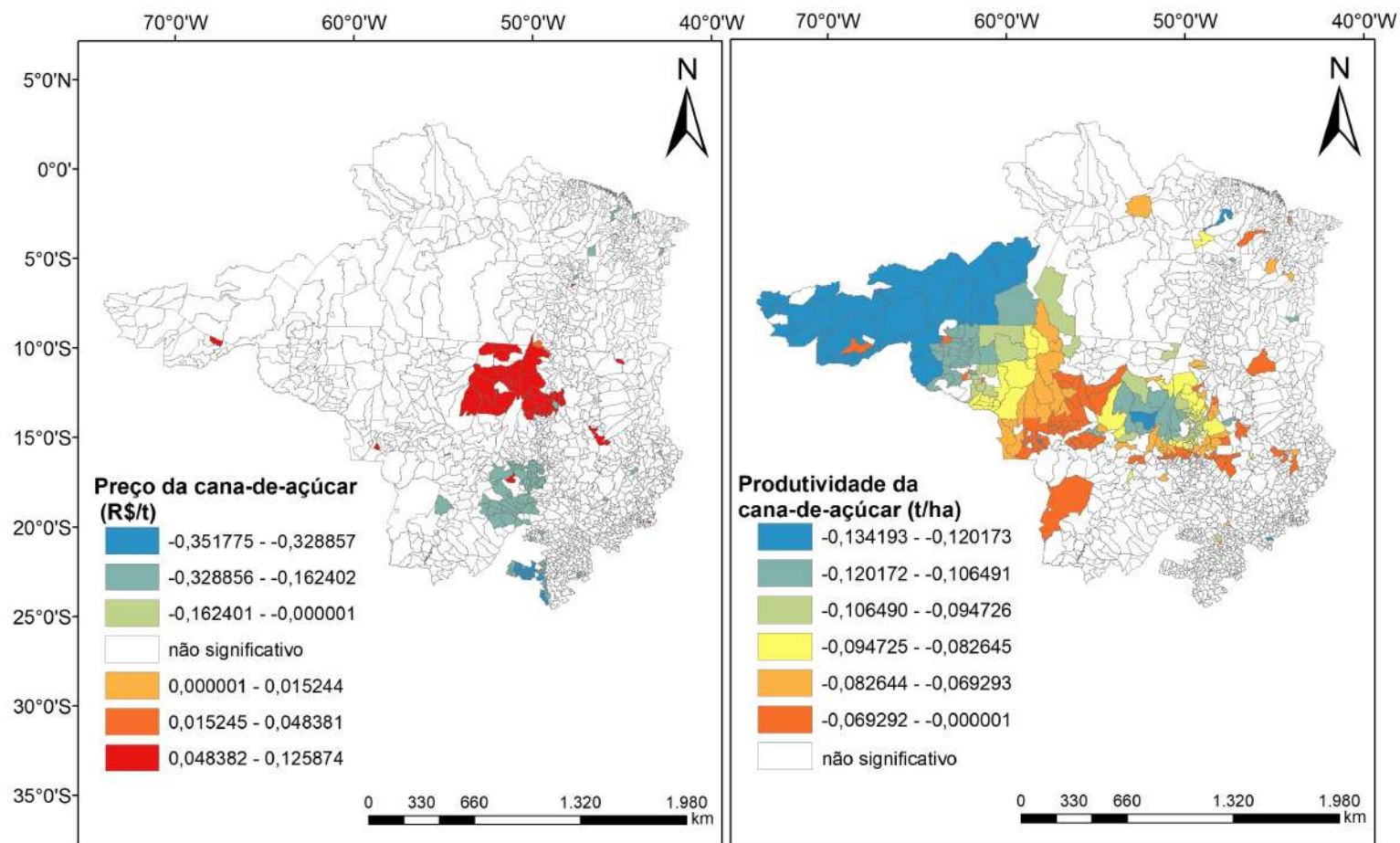


Figura 52 - Coeficientes locais para pastagem: preço e produtividade da cana-de-açúcar.

Fonte: Elaboração própria.

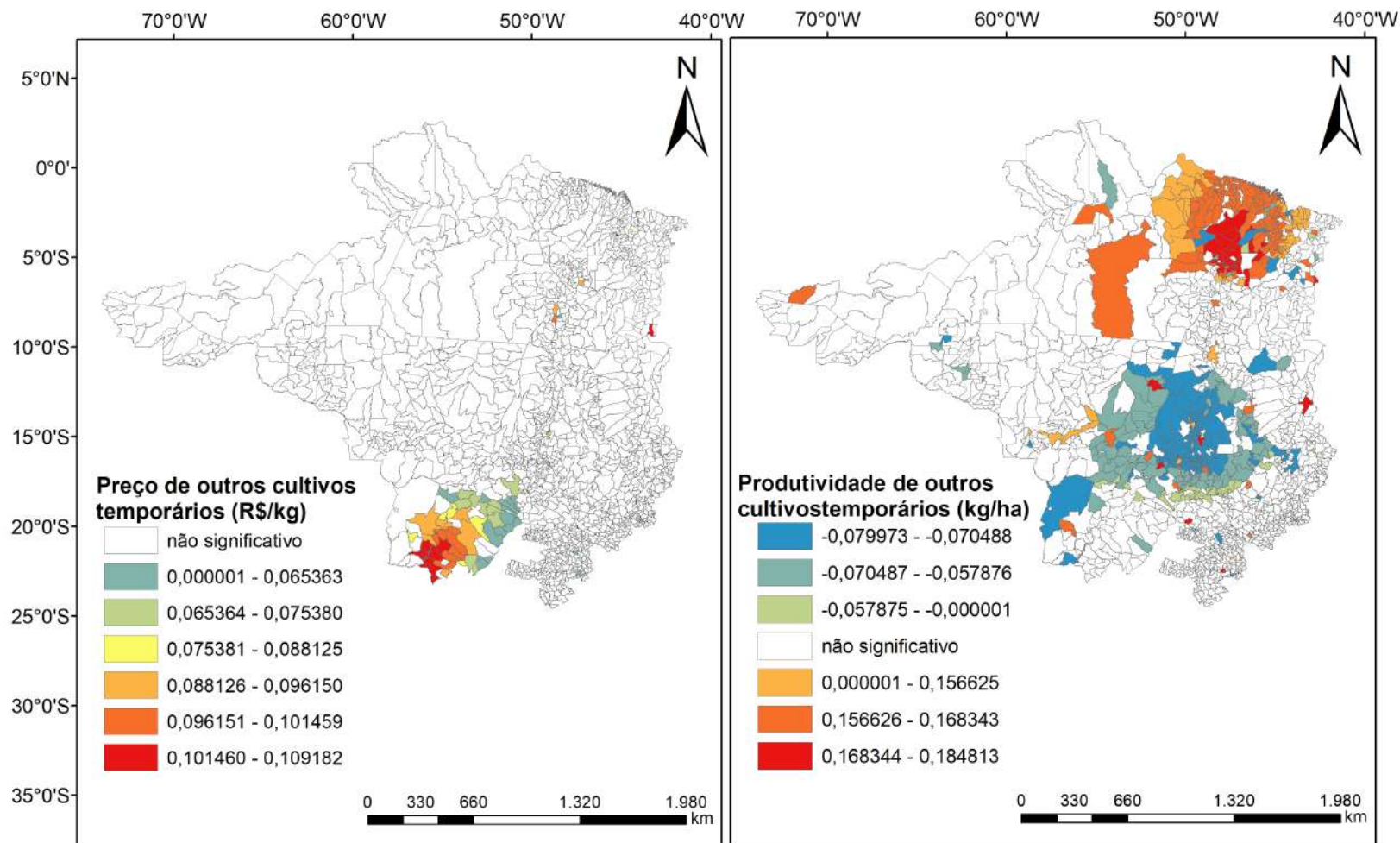


Figura 53 - Coeficientes locais para pastagem: preço e produtividade de outros cultivos temporários.

Fonte: Elaboração própria.

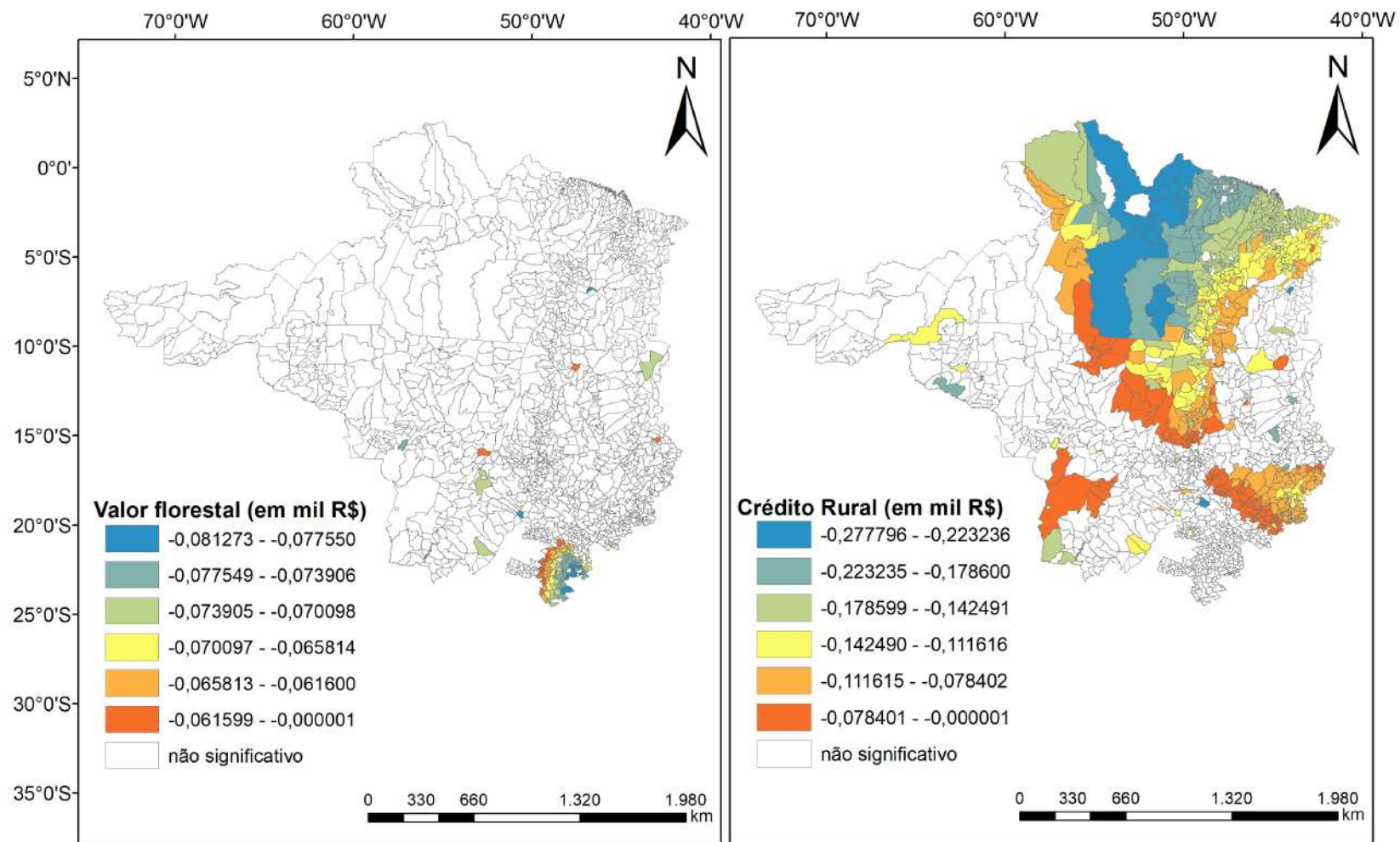


Figura 54 - Coeficientes locais para pastagem: valor florestal e crédito rural.

Fonte: Elaboração própria.

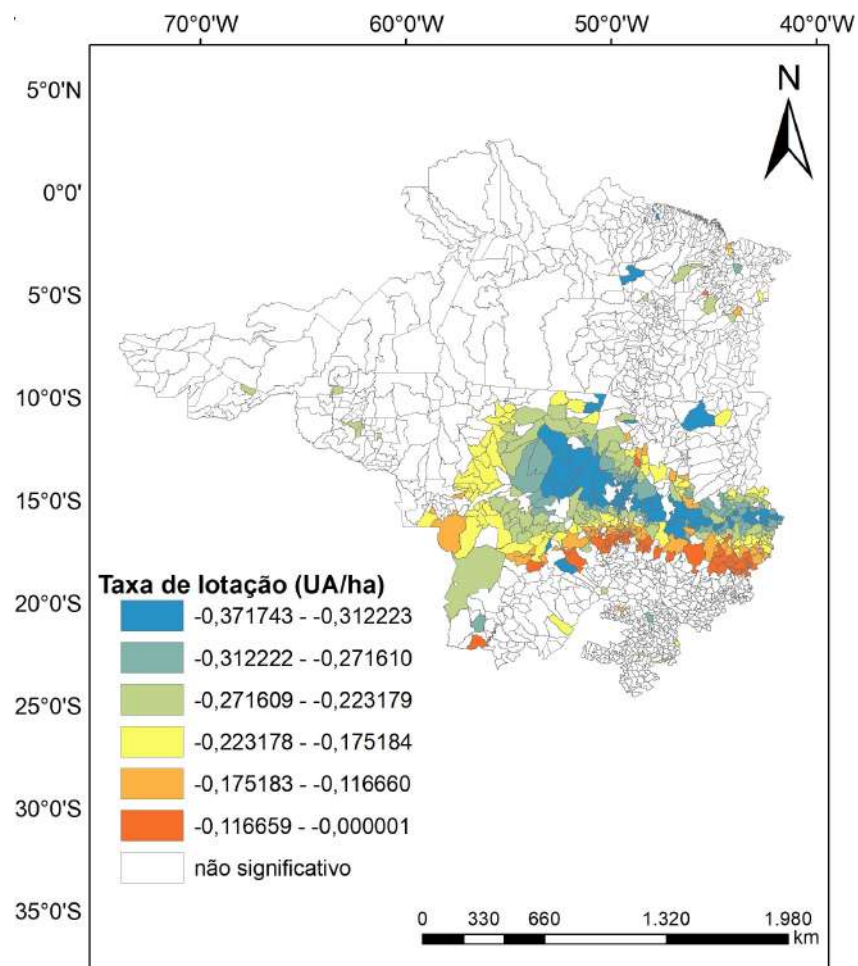


Figura 55 - Coeficientes locais para pastagem: taxa de lotação bovina.

Fonte: Elaboração própria.

- **Floresta**

Assim como em pastagem, há efeito de transbordamento com mudanças na área de floresta de acordo com ρ significativo para qualquer p-valor. Consequentemente, mudanças na área florestal de um determinado município impacta dentro e fora desse município. Mesmo sendo significativo no teste de Monte Carlo, não há municípios com p-valor menor que 5% em que a variável preço do leite seja um dos fatores que mudam o uso florestal, no período de 2004 a 2019.

Nesse tipo de uso da terra, a variável preço da carne foi significativa para 353 municípios presentes na área de estudo com impacto importante na área destinada à floresta. Para 35,1% do total de municípios, quando o preço da carne bovina é majorado, entre 2004 e 2019, há uma queda na área de floresta. Todos os municípios estão localizados no bioma Amazônia ou na região de transição entre os dois biomas, em particular, nos Estados do Acre, Amazonas, Rondônia, Pará, Tocantins e Mato Grosso, conforme a Figura 56.

É no bioma Cerrado que se encontra a possibilidade de ganho de expansão florestal mesmo com aumento do preço da carne, considerando o período dos dados de 2004 a 2019. Destacam-se Minas Gerais, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (Figura 56).

Para os outros municípios, essa variável não foi estatisticamente significativa a 5% como um dos fatores para explicar as mudanças no uso da área florestal dentro do município.

Normalmente preço de uma commodity agropecuária como a carne bovina quando elevado tende a incentivar a ampliação da produção desse produto. Nota-se que esse movimento acontece de duas formas distintas.

No bioma Amazônia, conforme destacado na análise de pastagem, aplica-se um sistema mais extensivo, diante de um valor da terra menor por diferentes motivos aqui já citados, com uma maior disponibilidade de quantidade de terras para expansão de pastagem e consequentemente, maior desmatamento.

No caso do Cerrado, com restrição de terras disponíveis (*land scarcity*) para atividades agropecuárias e, sobretudo, maior preço da terra, isso não ocorre, necessitando a implementação de sistemas mais intensivos. Esse é um dos caminhos para a ocorrência da intensificação (Villoria et al., 2014; Garrett et al., 2018).

Essa situação é mais evidente na agricultura, com a produção mais intensiva e com mais de uma safra (*double-cropping*) ou várias integrações de cultivos, conforme estudado por Spera et al. (2014), Spera (2017) e Spera et al. (2017) para Mato Grosso e Goiás. “Nessas regiões, a escassez de terras agricultáveis tem contribuído para aumentar a produção intensiva com mais de uma safra. [...] A intensificação da agricultura de monocultura para de mais de uma safra poderia proporcionar grandes ganhos na produção agrícola.”¹²⁴ (Spera, 2017, p. 4, tradução nossa). Isso será retomado na análise da agricultura.

No caso da variável produtividade da atividade leiteira, 632 municípios se destacam. Para esses locais, o aumento da produtividade gera um aumento da área destinada à floresta. Todos os municípios estão no bioma Cerrado. Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e São Paulo são as principais Unidades da Federação com grande percentual de municípios em que essa variável foi significativa (Figura 57).

A taxa demográfica se mostrou importante para 66 municípios presentes em Minas Gerais em que se elevada, provoca queda na área voltada para floresta, indicando expansão demográfica pressionando por áreas ocupadas por vegetação nativa, como mostra a Figura 57.

Em relação aos parâmetros ligados à agricultura, começando pelos cultivos permanentes, a variável preço foi significativa para 49 municípios, conforme a Figura 58. Considerando o período de 2004 a 2019, o aumento dos preços diminui a área voltada para floresta em municípios localizados no Mato Grosso do Sul, além do município Chapadão do Céu no Estado de Goiás (Figura 58).

No caso da produtividade dos cultivos permanentes, para todos os municípios, em grande parte localizados no bioma Amazônia (Acre, Rondônia, Pará, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Amazonas), o incremento da produtividade provoca uma redução da área florestal desses municípios (Figura 58).

Para a cana-de-açúcar, houve significância em 930 municípios para o preço. Assim, 53,2% do total de municípios da área de estudo tivera como um dos determinantes da variação da área florestal entre 2004 e 2019, o preço desse cultivo. Dos 930 municípios,

¹²⁴ “In these regions, then, scarcity of suitable agricultural land has contributed [...] for increasing production of intensive double-cropping. [...] Intensifying agriculture from single-cropping regimes to double-cropping regimes [...] could provide large gains in agricultural production.”

45,2% pressionam por redução da área destinada à floresta (Figura 59). Grande parte dessa municípios se encontram no bioma Amazônia.

Com isso, os resultados mostram o impacto gerado pela cana e a necessidade de propor políticas que impeçam que os preços desse cultivo pressionem por desmatamento, sobretudo com a recente revogação do zoneamento agroecológico da cana via decreto n. 6961, em 2019, e a permissão da expansão da cana-de-açúcar para a Amazônia e Pantanal (BRASIL, 2021b).

É preciso também salientar que o plantio da cana em grande parte do bioma Amazônia, com as variedades existentes, é considerado um enorme erro: baixa adaptação às condições climáticas, prejuízos a longo prazo ao clima da região e mensagem negativa para as commodities agrícolas no mercado internacional. Nas palavras de Buckeridge (Jornal da USP, 2021, s.p.):

“plantar cana na Amazônia é não somente um erro, mas uma ação perigosa que pode levar à perda de biodiversidade e, no longo prazo, prejudicar toda a agricultura de larga escala no Brasil e na Argentina. Isto por causa do efeito que a Amazônia exerce no equilíbrio climático da América do Sul. [...] Na Amazônia o clima é muito úmido durante todo o ano. As variedades que temos necessitam de um período de seca leve e temperatura mais baixa para a sua maturação. [...] Assim, plantações de cana com as variedades atuais, na Amazônia, provavelmente seriam menos produtivas. Isto sem falar da possibilidade de aparecimento de novas doenças na cana, para as quais não temos controle [...] a comunidade internacional é extremamente sensível à forma como o Brasil lida com a região amazônica. Uma liberação de entrada da cana na região pode ter, sim, efeito negativo na reputação do etanol brasileiro, fornecendo argumentos aos críticos constantes do etanol de cana.”

Em oposição à essa relação nociva ao meio ambiente entre preço da cana e área florestal, 510 municípios mostraram que mesmo com o aumento da cana, há um incremento da área florestal, sobretudo no bioma Cerrado, em particular, em São Paulo e Goiás (Figura 59).

No caso da produtividade, municípios localizados nos Estados do Amazonas, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Rondônia, Goiás e Tocantins mostraram que o acréscimo da produtividade da cana-de-açúcar gera mais área para floresta, mostrando um potencial de melhoria da produtividade, em t/ha, sem necessidade de mais desmatamento (Figura 59).

Nos outros cultivos temporários, elevar os preços significa, para cerca de 19,5% dos municípios dentro da área de estudo, queda na área destinada à floresta, principalmente, no Centro-Oeste brasileiro (Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Goiás),

além de alguns municípios em Minas Gerais (Figura 60).

Já com a produtividade, a relação é oposta. Nos 250 municípios espalhados por Minas Gerais e São Paulo, a área florestal aumenta com o acréscimo da produtividade dos outros cultivos temporários, entre 4,5% e 5,7% (Figura 60).

E, no último conjunto de variáveis agrícolas, temos o preço e a produtividade dos grãos. Para o preço, 340 municípios tiveram mudanças no uso da área florestal com essa variável. Para os outros municípios, o preço dos grãos não é um dos fatores que explica transformações do tamanho da área florestal, entre 2004 e 2019 (Figura 61).

Dentro do bioma Cerrado, existem 96 municípios que, apesar do incremento do preço, tiveram um aumento da área florestal no período de 2004 a 2019. Esses locais estão em Goiás, Minas Gerais, São Paulo e Mato Grosso, como mostra a Figura 61.

Todavia, para o restante dos municípios significativos, isso não ocorre, ao contrário, o aumento dos preços dos grãos leva a uma pressão por desmatamento, em particular, nos municípios localizados no bioma Amazônia: Acre, Amazonas, Mato Grosso, Pará e Rondônia (Figura 61).

Logo, confirma-se que os preços das commodities agrícolas, no geral, influenciam negativamente na área destinada à floresta. Considerando que essas commodities, em particular, grãos, cana e carne bovina, sofrem influência tanto da demanda interna quanto externa, são precisas políticas capazes de minimizar essa relação prejudicial em relação à floresta e, conseqüentemente, ao meio ambiente, sobretudo, em grande parte dos municípios presentes no bioma Amazônia.

Em relação ao valor gerado pelos produtos da floresta, esse parâmetro é significativo, ampliando a área de floresta, quando elevados os ganhos com silvicultura e extração vegetal, para municípios espalhados pelo bioma Cerrado (Figura 62). Municípios presentes em Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e São Paulo se destacam, graças ao grande peso do valor gerado das atividades econômicas ligadas ao uso econômico da floresta (Figura 62).

O efeito de redução da área florestal é observado com o crédito rural, porém com o impacto muito elevado. Cerca de 56,8% do total de municípios presentes na área de estudo, quando recebe um maior volume desse financiamento, pressiona por mais desmatamento (Figura 62). Para o restante dos municípios, essa variável não foi

significativa para explicar mudanças na área florestal entre 2004 e 2019.

Assim, é preciso rever a política de crédito rural no país, já que causa queda na área destinada à floresta em quase todos os Estados analisados: Acre, Amazonas, Bahia, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Pará, Piauí, Tocantins e Rondônia (Figura 62).

Todos os municípios com bioma Amazônia (n = 388) sofrem influência negativa do crédito rural sobre a área destinada à floresta.

Para o bioma Cerrado, cerca de 37% do total de municípios é ameaçado com incremento de perdas de área florestal quando há mais crédito rural, considerando os dados de 2004 a 2019.

Na região denominada Transição, todos os municípios foram significativos para essa variável. Assim, o crédito rural foi um dos principais determinantes de mudanças na área florestal, entre 2004 e 2019, em municípios tanto com biomas Amazônia quanto Cerrado. Considerando a presença de efeito de transbordamento, os dois biomas são muito ameaçados por essa variável.

A questão do crédito rural se torna ainda mais relevante com o fim da Resolução n. 3545 extinta pelo governo Bolsonaro. Como mostrado no segundo capítulo, essa lei tinha como condicionante para obtenção do crédito rural na região Amazônica a necessidade de uma contrapartida ambiental.

Com isso, não ter medidas que impeçam o uso de financiamento governamental para evitar desmatamento com atividades agropecuárias só aumenta ainda mais a pressão pela conversão de florestas, principalmente, em áreas agrícolas. Isso não piora somente a situação ambiental local e globalmente como econômica, já que internacionalmente, vários países não querem mais produtos agropecuários atrelados ao desmatamento.

Em suma, o crédito rural não pode ser simplesmente focado na atividade agropecuária sem uma contrapartida ambiental, pois essa política de Estado tem um impacto considerável sobre a configuração do uso da terra em boa parte da área de estudo e na economia brasileira.

Aumento da temperatura provoca redução na área florestal ratificando a existência do fenômeno do *forest dieback* na Amazônia (Figura 63). Com as mudanças climáticas e consequentemente, aumento da temperatura média, a elevação em um grau Celsius dessa

variável significa uma queda na área destinada à floresta variando de 2,8 a 9,2% em municípios localizados no Acre, Mato Grosso, Pará, Amazonas e Rondônia (Figura 63). Dos 388 municípios presentes no bioma dentro da área de estudo, aproximadamente 1/3 do total sofre com perdas de área de floresta com o aumento da temperatura considerando o retrato observado entre 2004 e 2019, como podemos observar na Figura 63.

Em condições de aumento da temperatura e de queda na precipitação, a Amazônia entrará em colapso com reversão do fluxo de gases. De sumidouro de carbono será emissora de carbono. Estimativas apontam que, somente a Amazônia, armazena de 90 a 120 PgC e tem um papel importante no feedback positivo no clima (Cox et al., 2004; Malhi et al., 2006; Saatchi et al., 2007; Borma et al., 2013; Gatti et al., 2021). O desmatamento amplia ainda mais as perdas e os eventos climáticos (Costa et al., 2007; Sampaio et al., 2007; Wang et al. 2009).

Em condições de aumento da temperatura e das emissões de gases de efeito estufa, em particular, de gás carbônico, pode ser desencadeada uma resposta climática crítica com a perda da biodiversidade amazônica a um ponto irreversível (Lenton, 2011). Essa inflexão é denominada de *tipping point*.

Esse ponto, de acordo com pesquisas - Nepstad et al. (2008); Nobre et al. (2016); Lovejoy & Nobre (2018; 2019); Amigo (2020) – pode ocorrer quando as perdas florestais atingem a cerca de 25% do total da Amazônia no território brasileiro. Calcula-se que, atualmente, perdeu-se ou foi degradada, aproximadamente, 17% de floresta nativa (Garrett et al., 2021). Mapbiomas (2021a) estima perda de 11,6% somente da cobertura vegetal, nos últimos 36 anos, e 5% do total da área da Amazônia é vegetação secundária, área desmatada mais de uma vez.

Não somente esse bioma está em risco, porém é o mais fácil de prever os impactos em diferentes áreas, além da biodiversidade, como os serviços gerados pelo ecossistema ou os impactos socioeconômicos. Estimam-se, por exemplo, perdas entre 1,3 e 7 bilhões de dólares do PIB da Amazônia Legal ou 16-80% do PIB (Lapola et al. 2018; Rammig et al, 2018; Dietz et al., 2021).

Para a precipitação, em 239 municípios, essa variável climática é um dos fatores significativos para explicar as mudanças na área voltada para floresta de acordo com a Figura 63. Para a maioria dos municípios (cerca de 63% do total), o aumento da precipitação induz a uma queda na área destinada à floresta (Figura 63). Esses municípios

estão presentes nas seguintes Unidades da Federação: Goiás, Mato Grosso, Minas Gerais e São Paulo. Entretanto, em uma parte do Estado de Minas Gerais, o aumento da precipitação gera ganhos de área florestal (Figura 63).

No caso de municípios com queda da área florestal com aumento da precipitação, são locais onde havia, possivelmente, a necessidade de irrigação ou dificuldade de plantio por causa do regime de chuvas. Assim, eles podem se tornar mais acessíveis ao uso agrícola e pressionam por desmatamento. Logo, há perdas na área florestal. Tal hipótese pode ser corroborado na análise da relação entre área agrícola e precipitação.

Por fim, o último parâmetro a ser analisado é a taxa de lotação. Nessa variável, dentro da área de estudo, considerando o período 2004 a 2019, existem casos de *rebound effect* e de *land sparing*. É uma das variáveis mais impactantes sobre a área florestal entre 2004 e 2019, dentro da área de estudo. A taxa de lotação é significativa para 772 municípios ou 44,2% do total de municípios.

Sendo a taxa de lotação uma proxy de mensuração de intensificação da atividade de pecuária de corte, em 434 municípios ou quase 24,8% do total de municípios, o aumento de UA/ha provoca pressão por desmatamento. Há um *rebound effect*, conceito explicado no primeiro capítulo da tese. Todos os casos presentes no bioma Cerrado, em particular, nos Estados de Minas Gerais e de São Paulo (Figura 64).

Para os 338 municípios ou aproximadamente 19,3% do total de municípios, em sua maioria presente no bioma Cerrado exceto alguns no Mato Grosso amazônico, a elevação da taxa da taxa de lotação provoca um aumento da área destinada à floresta (Figura 64). Pode se dizer que a área liberada por menor uso de pastagem, em parte, impede um avanço sobre a floresta e emerge a vegetação secundária. Esses casos presentes, em particular, em Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, uma parte na região do MATOPIBA, além do Distrito Federal (Figura 64), entre 2004 e 2019, são exemplos de *land sparing*, conceito descrito no primeiro capítulo desse trabalho.

Para os outros municípios ($n = 975$) ou cerca de 55,8% do total de municípios, essa variável não foi significativa para explicar mudanças na área florestal no período proposto na tese.

Uma provável variável que pode ser importante para explicar alterações na área destinada à floresta assim como foi citada no item anterior é a especulação financeira e o valor da terra, sobretudo, na Amazônia.

Em suma, há diferentes determinantes relevantes para diminuir a área florestal dentro da área de estudo, considerando o período de 2004 a 2019. Essas diversas pressões por desmatamento podem gerar problemas além dos ambientais e econômicos como sociais importantes.

Em recente publicação da Santos et al. (2021), a partir do índice chamado de IPS – Índice de Progresso Social, aplicado para a Amazônia, mostra que os vinte maiores municípios em desmatamento, em 2021, possuem valor de IPS muito abaixo tanto em relação à média vista no bioma quanto na média nacional. Na Figura 65, tem-se uma quantidade muito grande de municípios na região Amazônica com baixo IPS, mesmo com o avanço do desmatamento em prol do suposto progresso econômico.

Garrett et al. (2021) sublinham os impactos também gerados na saúde com a perda de área florestal. E o mais alarmante, em situações de desequilíbrios na natureza, emerge vírus e outras doenças infecciosas destrutivos como já observado, nos últimos tempos, como ebola, HIV e dengue, agravando ainda mais as condições de vida das populações dentro e fora da Amazônia (Faust et al., 2018; Redding et al., 2019; Bloomfield et al. 2020; Ellwanger et al., 2020; Tollefson, 2020).

Dobson et al. (2020) sublinham que pandemias, com alta probabilidade de emergência por causa dos distúrbios na Amazônia, são desastrosas de todas as formas. A última pandemia que nos encontramos já causou perdas entre 8 e 16 trilhões de dólares. O próprio passado, como salientado no capítulo dois, mostra isso claramente com as mortes causadas com as epidemias no processo de ocupação do território brasileiro, sobretudo, na Amazônia.

Logo, existem muitas forças que pressionam para a redução da área florestal no bioma Amazônia, porém uma enorme potencialidade de conservação do Cerrado, com ganhos tanto ambiental quanto econômico. Isso indica que a solução para dirimir o desmatamento, em particular na Amazônia, está na melhoria da agropecuária no Cerrado, sobretudo, com melhorias no sistema da bovinocultura.

Depois de esmiuçar a relação entre diferentes variáveis explicativas e dois tipos de uso da terra – floresta e pastagem – o autor analisará a agricultura.

parâmetro	p-valor (modelo SAR local)	
constante	0,000	***
meat_price	0,000	***
milk_price	0,021	**
milk_productivity	0,001	***
permanent_crops_price	0,005	***
permanent_crops_productivity	0,001	***
stocking_rate	0,000	***
sugarcane_price	0,000	***
sugarcane_productivity	0,000	***
average_temperature	0,000	***
cereal_price	0,006	***
cereal_productivity	0,000	***
forest_value	0,000	***
oth_temp_crops_price	0,001	***
oth_temp_crops_productivity	0,007	***
precipitation	0,000	***
demography_rate	0,002	***
rural_credit	0,000	***
ρ	0,000	***

Tabela 23 – Resultados do teste para variabilidade espacial (teste de significância de Monte-Carlo) para a variável *sfor*.

Fonte: Elaboração própria.

Notas: (a) * p-valor < 10%, ** p-valor < 5% e *** p-valor < 1%.

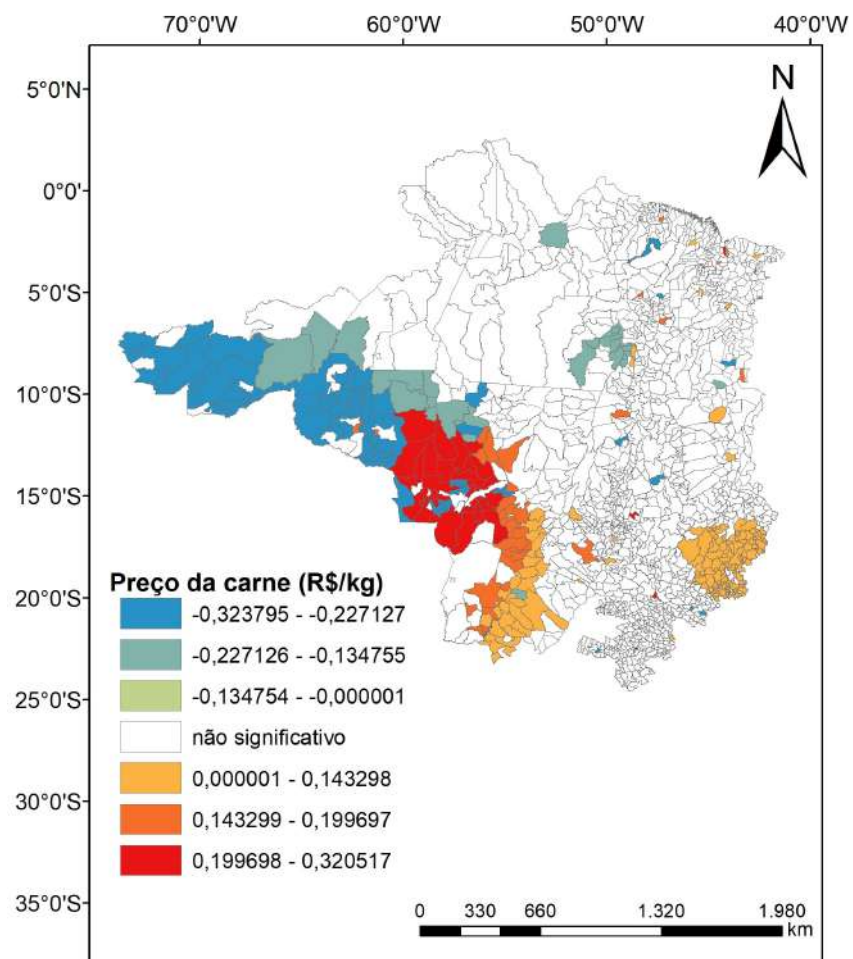


Figura 56 - Coeficientes locais para floresta: preço médio da carne bovina.

Fonte: Elaboração própria.

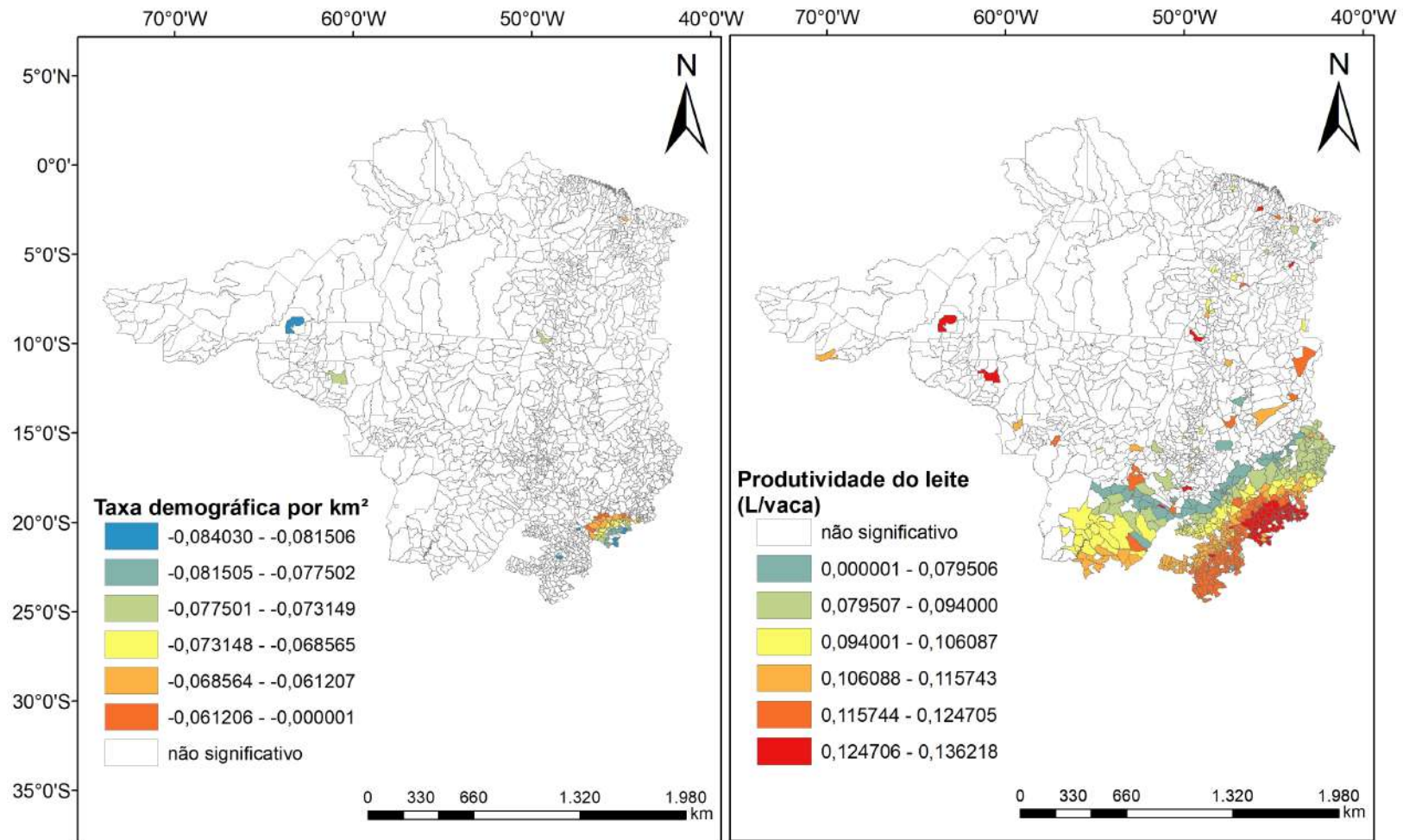


Figura 57 - Coeficientes locais para floresta: produtividade do leite e taxa demográfica.

Fonte: Elaboração própria.

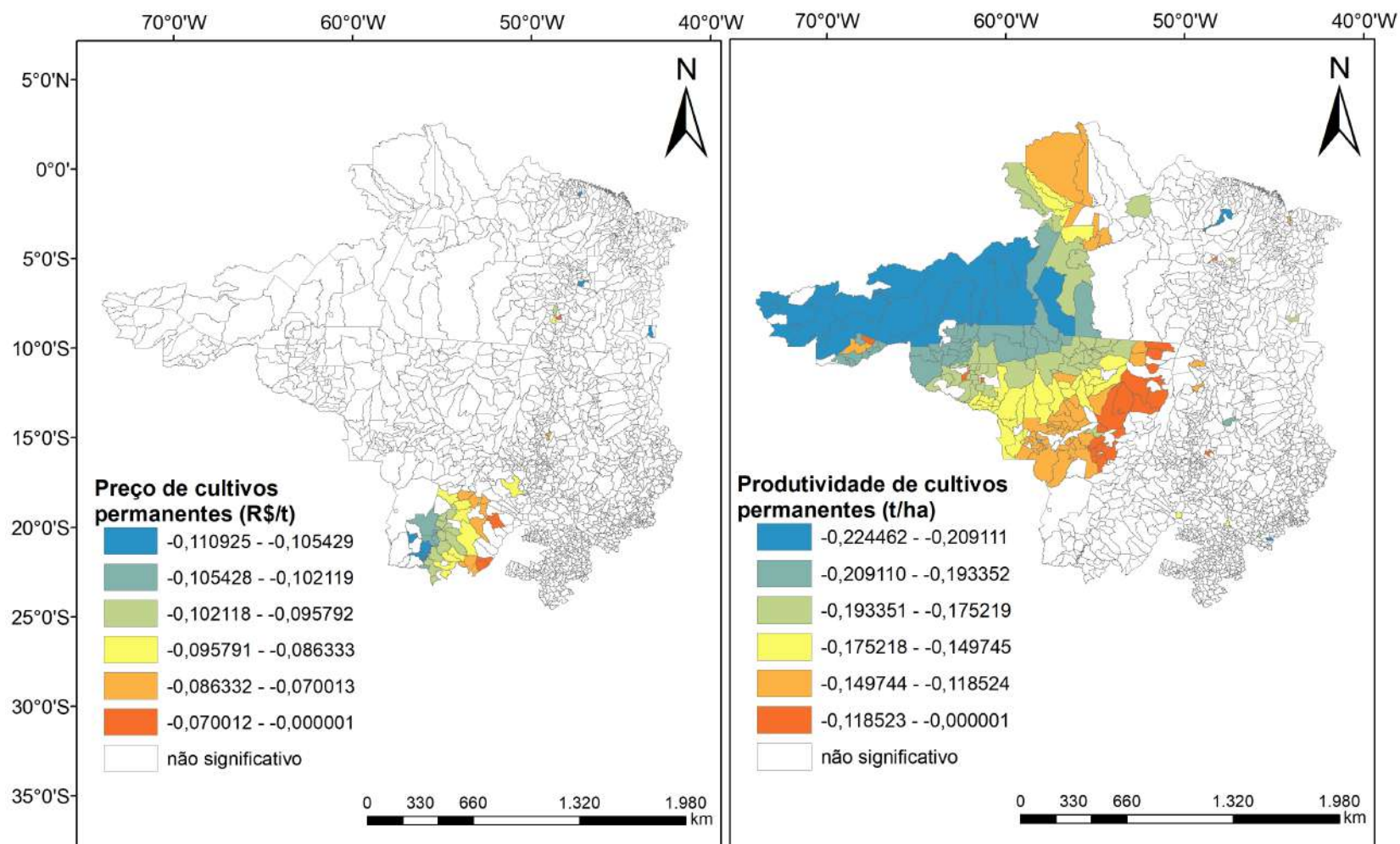


Figura 58 - Coeficientes locais para floresta: preço e produtividade dos cultivos permanentes.

Fonte: Elaboração própria.

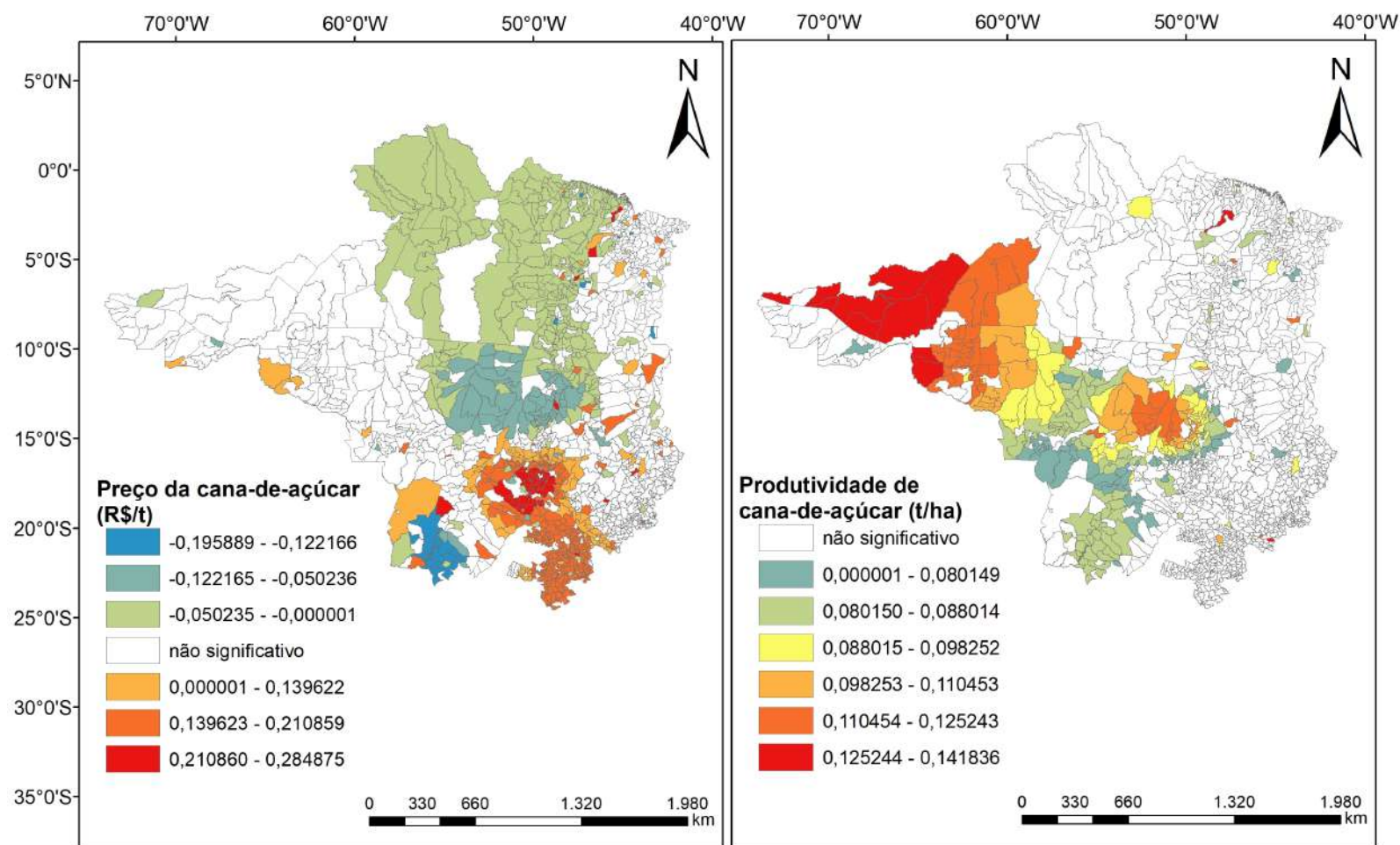


Figura 59 - Coeficientes locais para floresta: preço e produtividade da cana-de-açúcar.

Fonte: Elaboração própria.

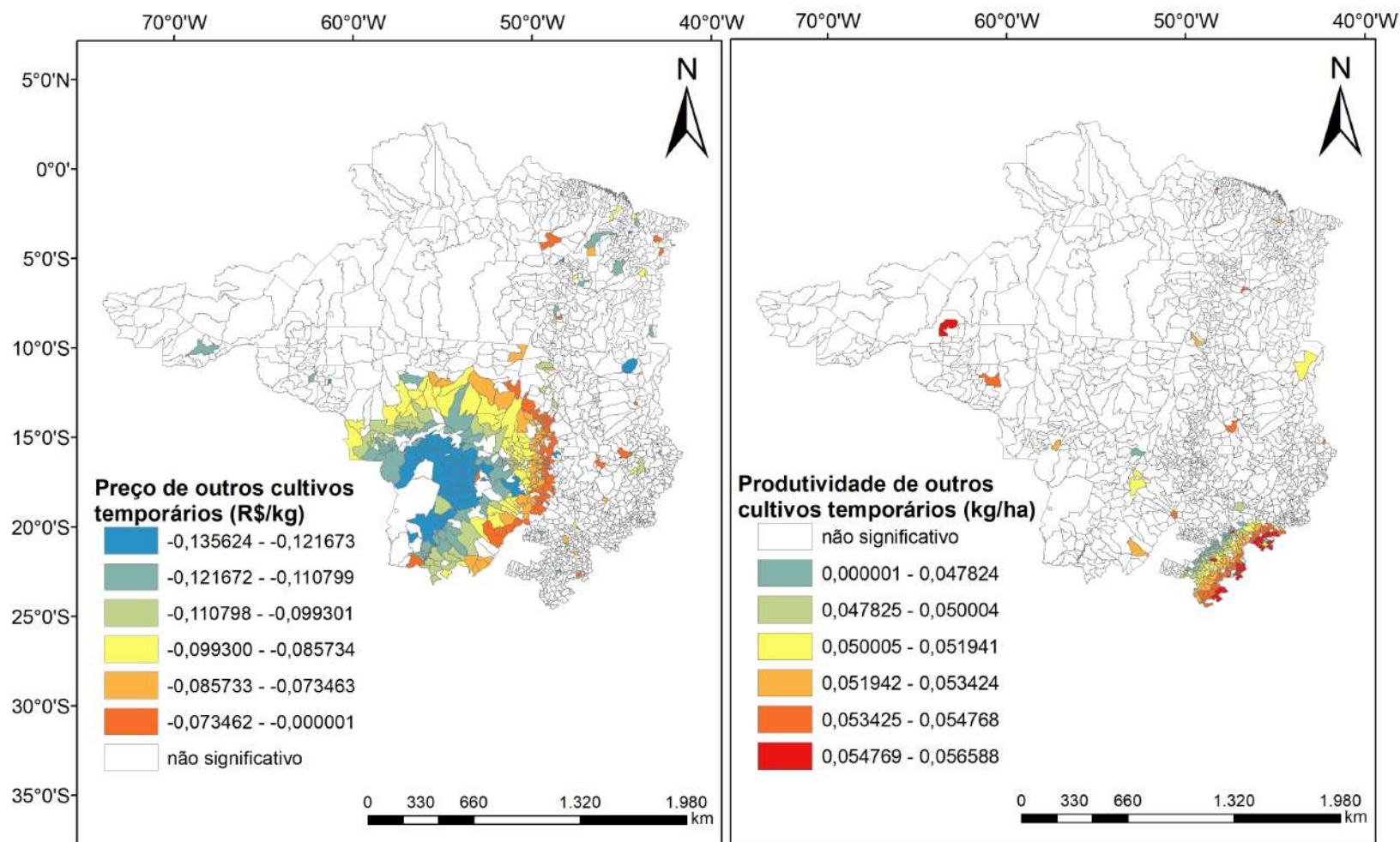


Figura 60 - Coeficientes locais para floresta: preço e produtividade dos outros cultivos temporários.

Fonte: Elaboração própria.

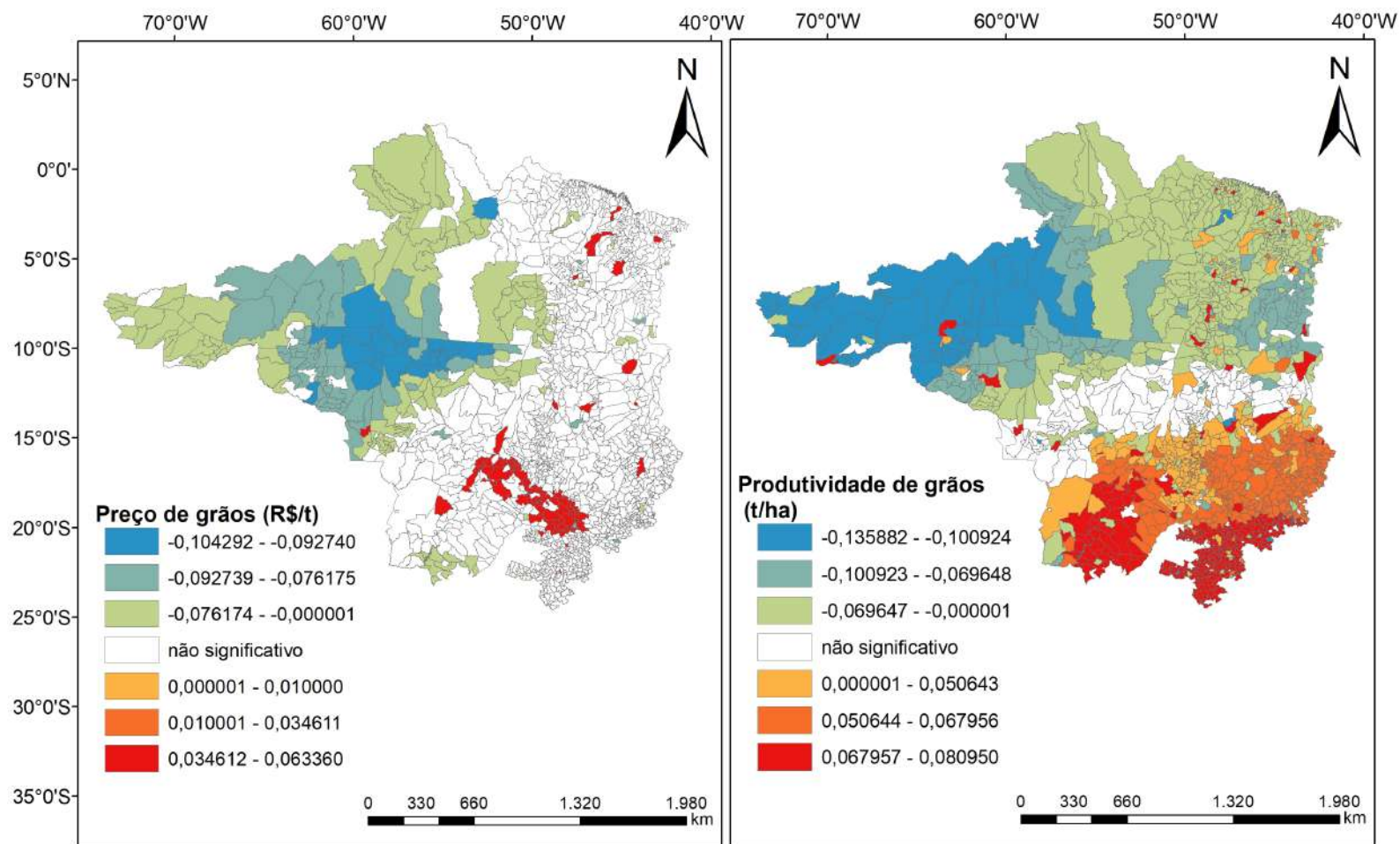


Figura 61 - Coeficientes locais para floresta: preço e produtividade dos grãos.
Fonte: Elaboração própria.

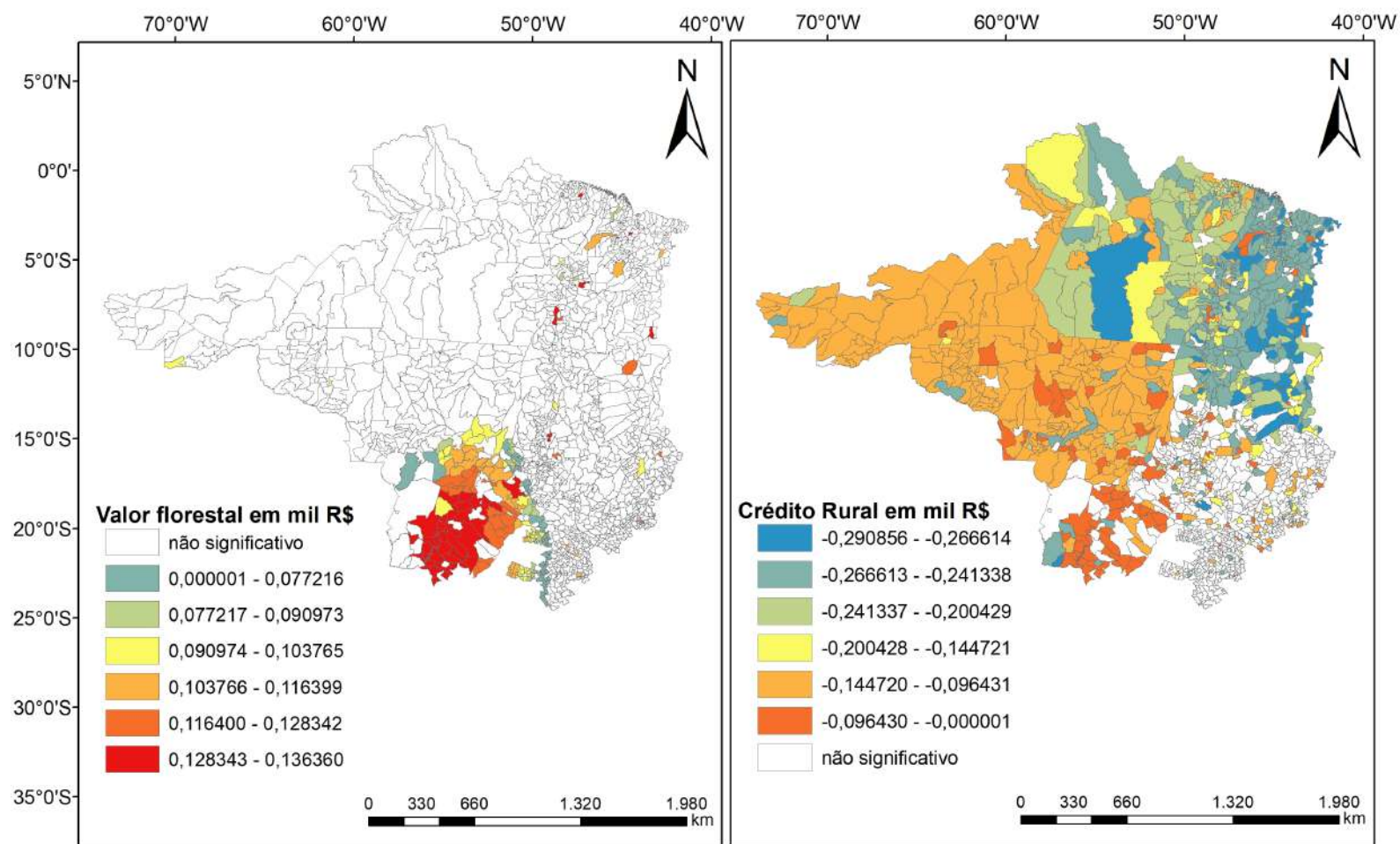


Figura 62 - Coeficientes locais para floresta: valor gerado pela floresta e crédito rural.

Fonte: Elaboração própria.

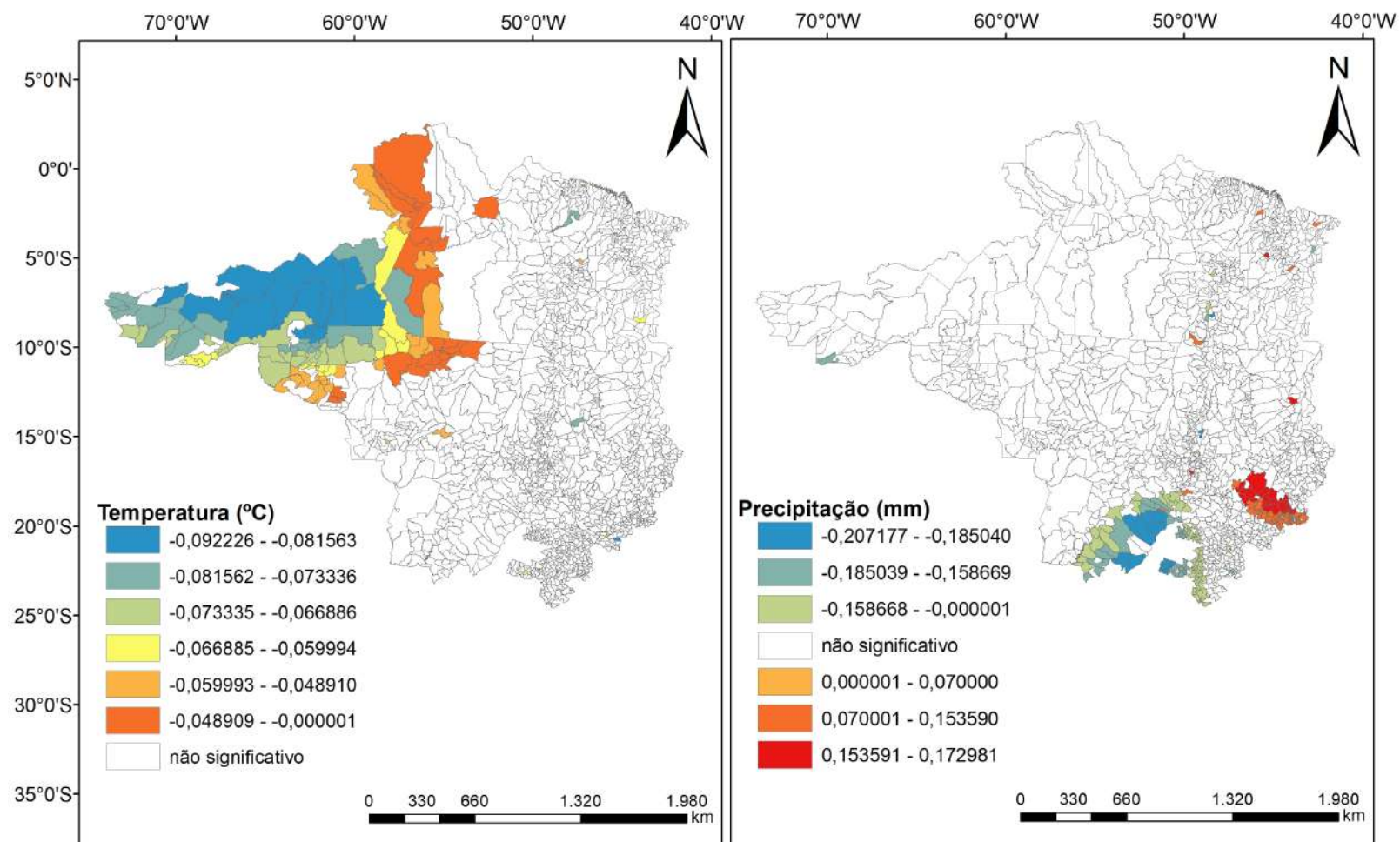


Figura 63 - Coeficientes locais para floresta: temperatura e precipitação médias anuais.

Fonte: Elaboração própria.

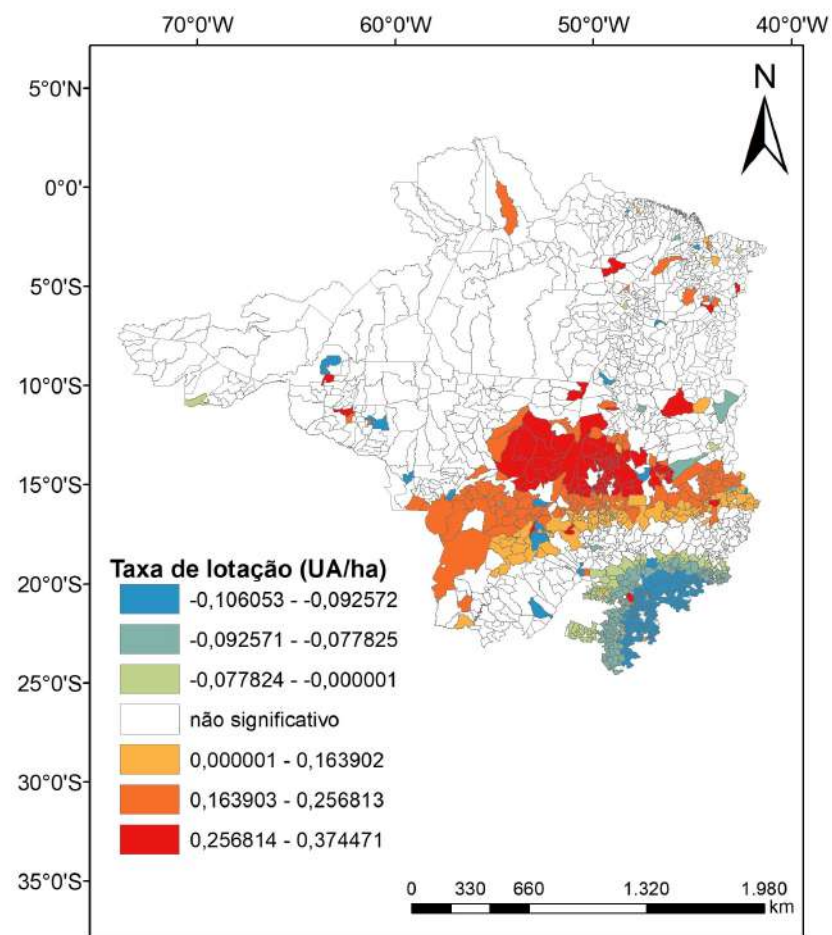


Figura 64 - Coeficientes locais para floresta: taxa de lotação bovina.

Fonte: Elaboração própria.

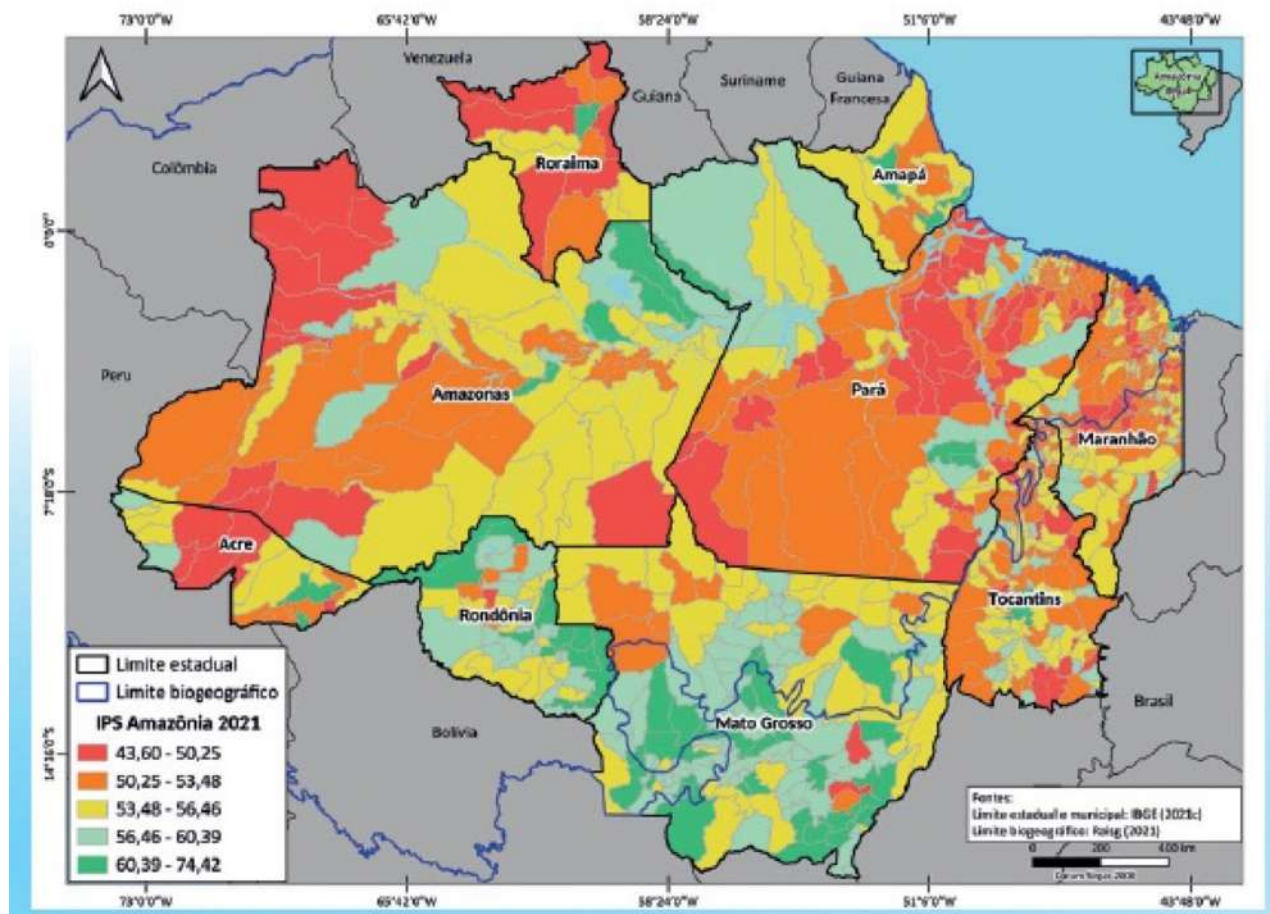


Figura 65 - IPS dos municípios do bioma Amazônia – 2021

Fonte: Santos et al., 2021, p. 24.

- **Agricultura**

Observa-se que, assim como ocorrido nos usos anteriores, há *spillovers* no uso agrícola, ou seja, alterações nesse tipo de uso da terra num determinado município influencia os municípios vizinhos mais próximos.

Apesar do preço dos cultivos permanentes apresentarem variabilidade espacial pelo teste de significância de Monte Carlo, como mostra a Tabela 24, quando foi aplicado o nível de significância de 5% no p-valor dessa variável para cada município, não houve nenhum local significativo. Logo, essa variável não é um dos determinantes para explicar mudanças no uso da terra para agricultura, em nenhum dos 1.747 municípios, considerando o período 2004-2019.

Já para o parâmetro preço da carcaça bovina, nota-se que seu aumento tem efeitos diferentes sobre a área agrícola dentro da área de estudo com dados de 2004-2019.

Em alguns municípios localizados no bioma Amazônia, em particular, quase a totalidade de Rondônia, Acre e Amazonas e alguns no Mato Grosso e Maranhão, uma variação positiva em R\$/kg, resulta em queda na área destinada à agricultura (Figura 66). Em geral, isso ocorre em aproximadamente 16% dos municípios presentes na área de estudo. Tal fato pode ser exemplificado com a conversão de área agrícola para pastagem, sobretudo, nessa região, como já salientado, com forte presença de sistemas extensivos de pecuária de corte.

Por outro lado, elevar os preços da carne significa em aumento da área agrícola, especialmente, em municípios dentro do Cerrado, localizados na maior parte em São Paulo (133 municípios), seguido por Goiás (53) e Mato Grosso do Sul (36), vide a Figura 66. Essas regiões possuem sistemas mais intensivos e parte da área agrícola é usada para a produção de ração animal para a bovinocultura de corte como o farelo de soja. Aumento do preço estimula melhoria do sistema e consequentemente, mais demanda por produtos agrícolas para alimentar o gado.

Dentro da pecuária leiteira, o incremento da produtividade reduz a área destinada à agricultura de 306 municípios, na sua maioria, em São Paulo e Minas Gerais. Os municípios mato-grossenses de Querência e Gaúcha do Norte vão no sentido contrário, conforme a Figura 67.

Em relação ao preço, grande parte dos municípios aumentam a área agrícola diante do aumento desse parâmetro. Somente 39 municípios presentes na área de estudo,

sobretudo, em São Paulo, o incremento do preço estimula uma queda na área agrícola, de acordo com a Figura 67.

Segundo os resultados gerados pela estimação do SAR local, aumento da temperatura tem efeito negativo sobre a área agrícola para 150 municípios dentro do bioma Cerrado, porém no mesmo ecossistema, outros 33 municípios, todos paulistanos, esse parâmetro do clima tem um impacto positivo de ampliar a área agrícola, provavelmente, ampliando o cultivo da cana, como mostra a Figura 68.

Mudanças na temperatura e variações na precipitação sobre a dinâmica da agricultura já foram averiguadas em estudos como: Pinto & Assad (2008); Margulis & Dubreux (2010); Gurgel & Laurenzana (2016), Assad et al. (2016) e Saccaro Jr. & Vieira Filho (2018). Alterações nos fatores climáticos provocam enormes perdas econômicas, em grande parte do país.

Apesar de não se averiguar quantitativamente aqui por não ser objetivo da tese, é preciso ressaltar que essas variáveis climáticas influenciam negativamente na produtividade de algumas lavouras como café, soja e milho e podem favorecer outras como a cana-de-açúcar, gerando uma nova geografia da produção agrícola – plantio em zonas mais ao sul do país e com altitudes maiores (Pinto & Assad, 2008; Margulis & Dubreux, 2010).

Na mesma Figura, em relação à precipitação, a elevação dessa variável pode diminuir a área agrícola em poucos municípios no Mato Grosso do Sul e Pará. E, para uma quantidade maior (266 municípios), em grande parte em São Paulo e Pará, além de alguns municípios no MATOPIBA. Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e Goiás, a elevação da precipitação média anual estimula majorar a área destinada à agricultura, vide a Figura 68.

Com relação às variáveis explicativas agrícolas propostas, a começar, pela lavoura de grãos, o aumento da produtividade, em parte, estimula o aumento da área agrícola nos municípios acreanos, amazonenses, piauienses e rondonienses, em maior escala, além de outros municípios espalhados pelo MATOPIBA e Pará (Figura 69). Com isso, a produtividade dos grãos é um determinante importante para pressionar o desmatamento na Amazônia e na chamada última fronteira agrícola do país, o MATOPIBA.

Entretanto, no bioma Cerrado, como mostra a Figura 69, o aumento da produtividade possibilita redução da área agrícola, em particular, na maioria dos

municípios de São Paulo e, em menor percentagem, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Bahia e Goiás.

Os preços dos grãos apresentaram variabilidade espacial em apenas 4 Unidades da Federação. Em Minas Gerais, em 7 municípios, incremento do preço diminui a área destinada à agricultura. Em São Paulo, para 157 municípios, aumentar esse parâmetro pressiona por maior participação da área voltada para agricultura. Além dos municípios paulistanos, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul possuem alguns municípios com a mesma relação entre preço dos grãos e área agrícola, conforme sinaliza a Figura 69.

Pode-se observar na Figura 70 que poucos municípios apresentaram variabilidade espacial no cultivo da cana tanto no preço quanto na produtividade. Ou seja, essas variáveis não foram tão significativas para mudar a área agrícola dos municípios presentes na área de estudo, já que, como visto na análise do uso floresta, a cana se utiliza da área destinada à floresta para expandir e não de áreas agrícolas voltadas para outros cultivos agrícolas.

Em relação aos preços, para os municípios de Goiás, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e São Paulo, a elevação dessa variável implica em maior demanda por área agrícola. Já, na produtividade, quando elevada, há demanda por mais área. Destacam-se alguns municípios mineiros e paulistanos. Todos os municípios presentes no bioma Cerrado.

Em outros cultivos temporários, de acordo com a Figura 71, o aumento do preço influencia numa demanda maior de área para agricultura, em particular, em municípios presentes, sobretudo, no Mato Grosso, além de Goiás e Rondônia. Já a produtividade, ela diminuiu essa área em grande parte do cerrado paulistano e alguns municípios de Minas Gerais e Goiás. Todavia, seu incremento pressiona por mais área agrícola, em boa parte de Goiás, além do Mato Grosso, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Tocantins e Distrito Federal.

Nos cultivos permanentes, a produtividade, ao ver a Figura 72, explica alterações na área agrícola de alguns municípios goianos e poucos do Mato Grosso. Quando elevada, a área agrícola cai. Em compensação, para 534 municípios, a resposta dessa variável não é a mesma para o restante da área de estudo. Aumento da produtividade demanda mais área destinada à agricultura. Esses municípios estão em diferentes Estados tais quais: Acre, Amazonas, Bahia, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas

Gerais, Pará, Rondônia e São Paulo. Esse último com maior quantidade de municípios significativos.

Na mesma Figura, tem-se o mapa dos coeficientes locais significativos para valor gerado pela floresta em relação à agricultura. Como pode ser visto, há duas regiões distintas. A região 1 engloba, praticamente, diferentes municípios do Estado de São Paulo, além 4 municípios de Minas Gerais e Goiás. Essa região impulsiona a ter a mais área agrícola com o aumento do valor das receitas geradas com silvicultura e extração vegetal. A segunda região é o contrário da primeira. Aumento dessas receitas reduz a área agrícola. Nessa região, se destacam quase todos os municípios do Mato Grosso do Sul, além de poucos municípios de Goiás, Minas Gerais, São Paulo, Mato Grosso e Pará.

Na Figura 73, há a variável que apresenta a maior variabilidade espacial para esse uso: o crédito rural. Esse parâmetro leva a uma maior demanda por área agrícola. Isso corrobora o forte impacto do crédito na configuração do uso da terra. Essa relação ocorre em todos os municípios do Acre, Amazonas, Mato Grosso, Piauí, Rondônia e Tocantins, além do Distrito Federal e em quase a totalidade da Bahia, Goiás, Maranhão, Mato Grosso do Sul. Em menor escala, Minas Gerais, Pará e São Paulo. Assim, todos os Estados da área de estudo são afetados sendo dos 1.747 municípios, 67,5% são contemplados.

O crédito deve considerar o fator sustentabilidade e impacto ambiental ainda mais e ampliar os programas que incluem esse parâmetro. Ou seja, a cada milhão de reais investido na agropecuária ter como contrapartida a manutenção da biodiversidade, sem pressão por desmatamento, exigindo assim o emprego de formas sustentáveis de conciliar natureza e produção.

Assunção e Bragança (2019) mostram que, para se ter uma pecuária mais produtiva sem desmatamento, uma das principais políticas deve ser um acesso ao crédito rural que facilite a intensificação da área de pastagem e/ou na recuperação das áreas em degradação. Essa concepção é ainda mais importante para a agricultura. Com isso, os programas de financiamento da produção agropecuária não podem ser um vilão ao meio ambiente, sujando a imagem do agronegócio dentro e fora do país.

O outro mapa da Figura 73 mostra os coeficientes locais da taxa demográfica que foram significativos dentro do uso agricultura. Nesse caso, a relação é de que aumento da taxa demográfica reduz a área para agricultura e isso se concentra basicamente em São Paulo e Mato Grosso, indicando a possibilidade de ser um processo de crescimento da

urbanização e induz a serem municípios menos agrícolas.

E, por fim, a última variável para esse uso a ser analisada é a taxa de lotação. Os municípios que diminuem a área para agricultura com o incremento da taxa de lotação estão presentes no Mato Grosso do Sul, em sua maioria (Figura 74). Nesses locais, a área pode ser destinada a algumas possibilidades de uso: a área agrícola sendo convertida em pastagem ou para recuperação florestal ou melhoria da estrutura diante de uma pecuária mais intensiva com incremento da taxa de lotação, consequentemente, aumento da participação dos outros usos por meio de ampliação da infraestrutura urbana.

Para outra região mais densa presente no mapa, estão, localizados municípios com o aumento da área agrícola graças à elevação da taxa de lotação, sugerindo que, nesses locais, a área poupada pela pecuária é destinada ao uso agrícola, havendo caso de paradoxo de Jevons. Essa área pode estar sendo usada para alimentar o boi dentro de um sistema mais intensivo, por exemplo. A ocorrência desse fato acontece, com maior intensidade, nos municípios de São Paulo e Minas Gerais como mostra a Figura 74.

parâmetro	p-valor (modelo SAR local)	
constante	0,000	***
meat_price	0,000	***
milk_price	0,000	***
milk_productivity	0,001	***
permanent_crops_price	0,005	***
permanent_crops_productivity	0,001	***
stocking_rate	0,000	***
sugarcane_price	0,000	***
sugarcane_productivity	0,006	***
average_temperature	0,000	***
cereal_price	0,000	***
cereal_productivity	0,000	***
forest_value	0,000	***
oth_temp_crops_price	0,000	***
oth_temp_crops_productivity	0,000	***
precipitation	0,000	***
demography_rate	0,000	***
rural_credit	0,000	***
ρ	0,001	***

Tabela 24 – Resultados do teste para variabilidade espacial (teste de significância de Monte-Carlo) para a variável *sagr*.

Fonte: Elaboração própria.

Notas: (a) * p-valor < 10%, ** p-valor < 5% e *** p-valor < 1%.

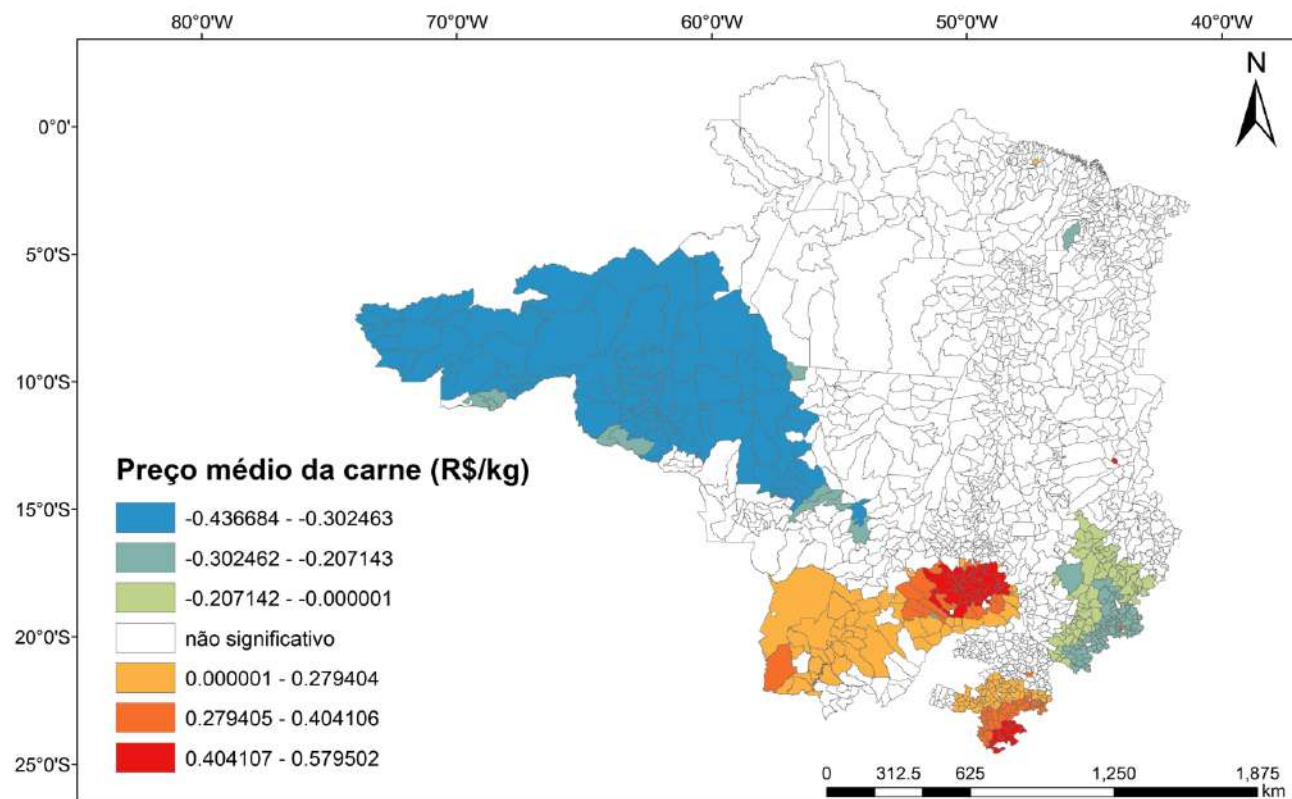


Figura 66 - Coeficientes locais para agricultura: preço médio da carne bovina.

Fonte: Elaboração própria.

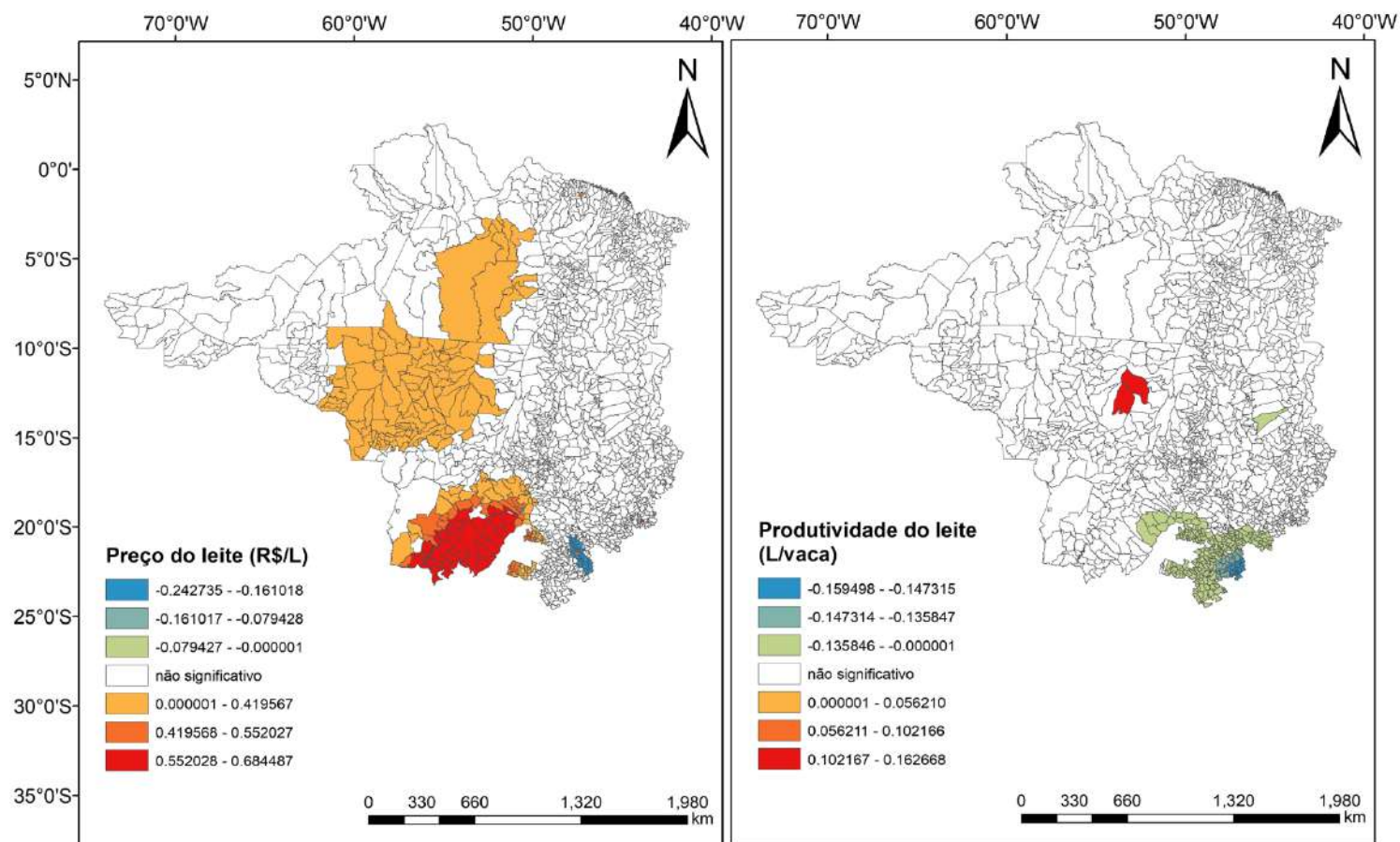


Figura 67 - Coeficientes locais para agricultura: preço e produtividade do leite.

Fonte: Elaboração própria.

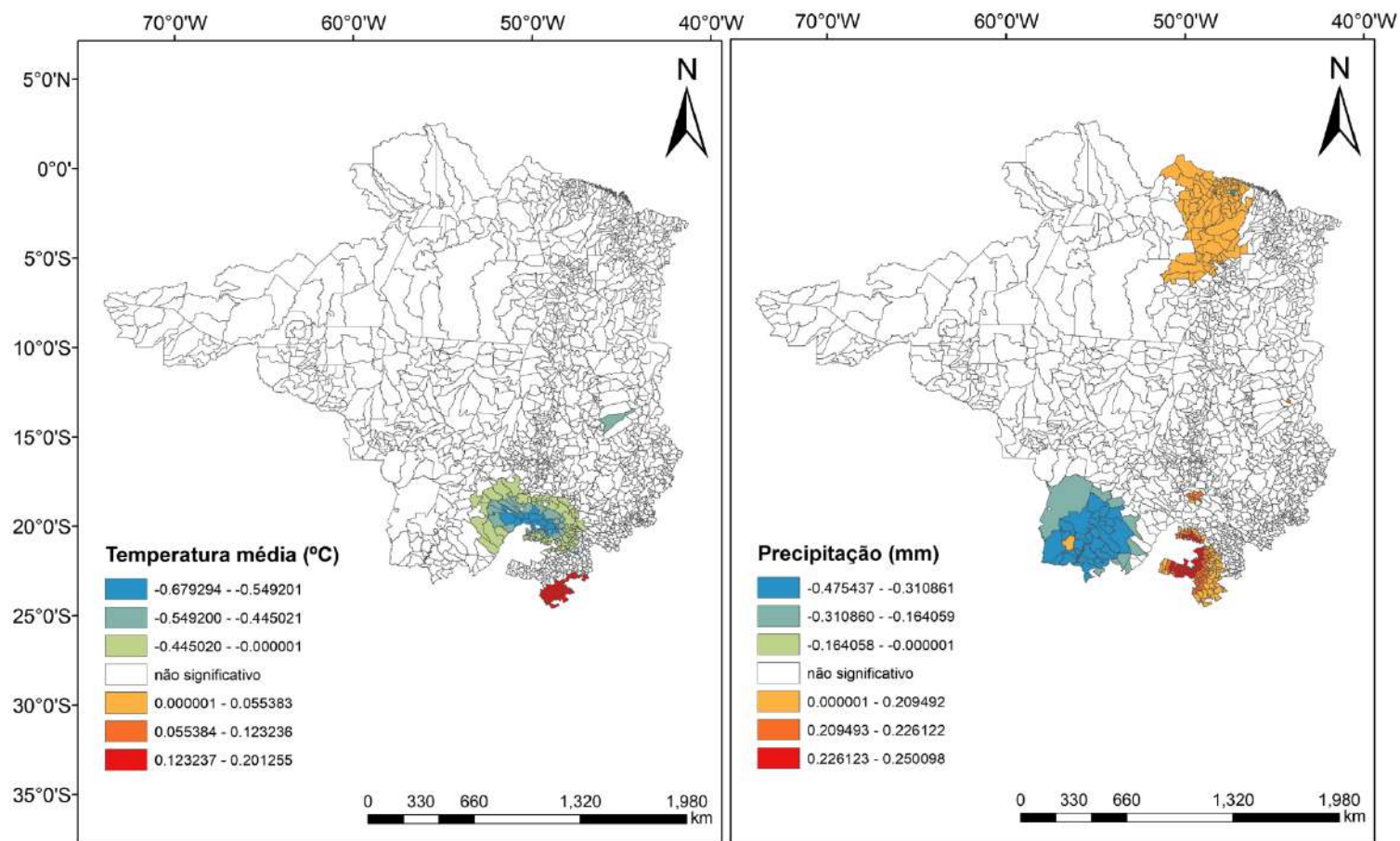


Figura 68 - Coeficientes locais para agricultura: temperatura e precipitação médias anuais.

Fonte: Elaboração própria.

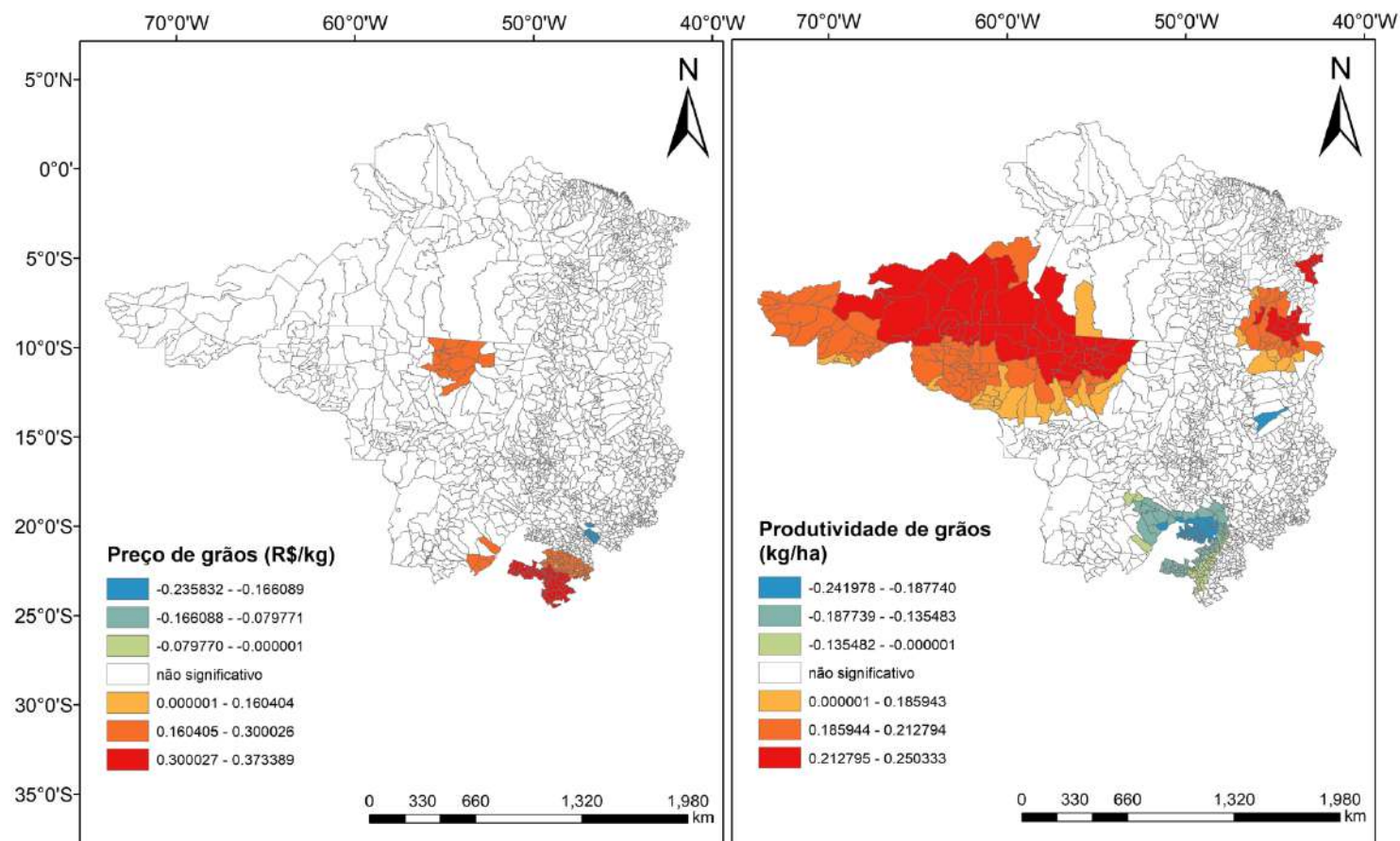


Figura 69 - Coeficientes locais para agricultura: preço e produtividade dos grãos.
Fonte: Elaboração própria.

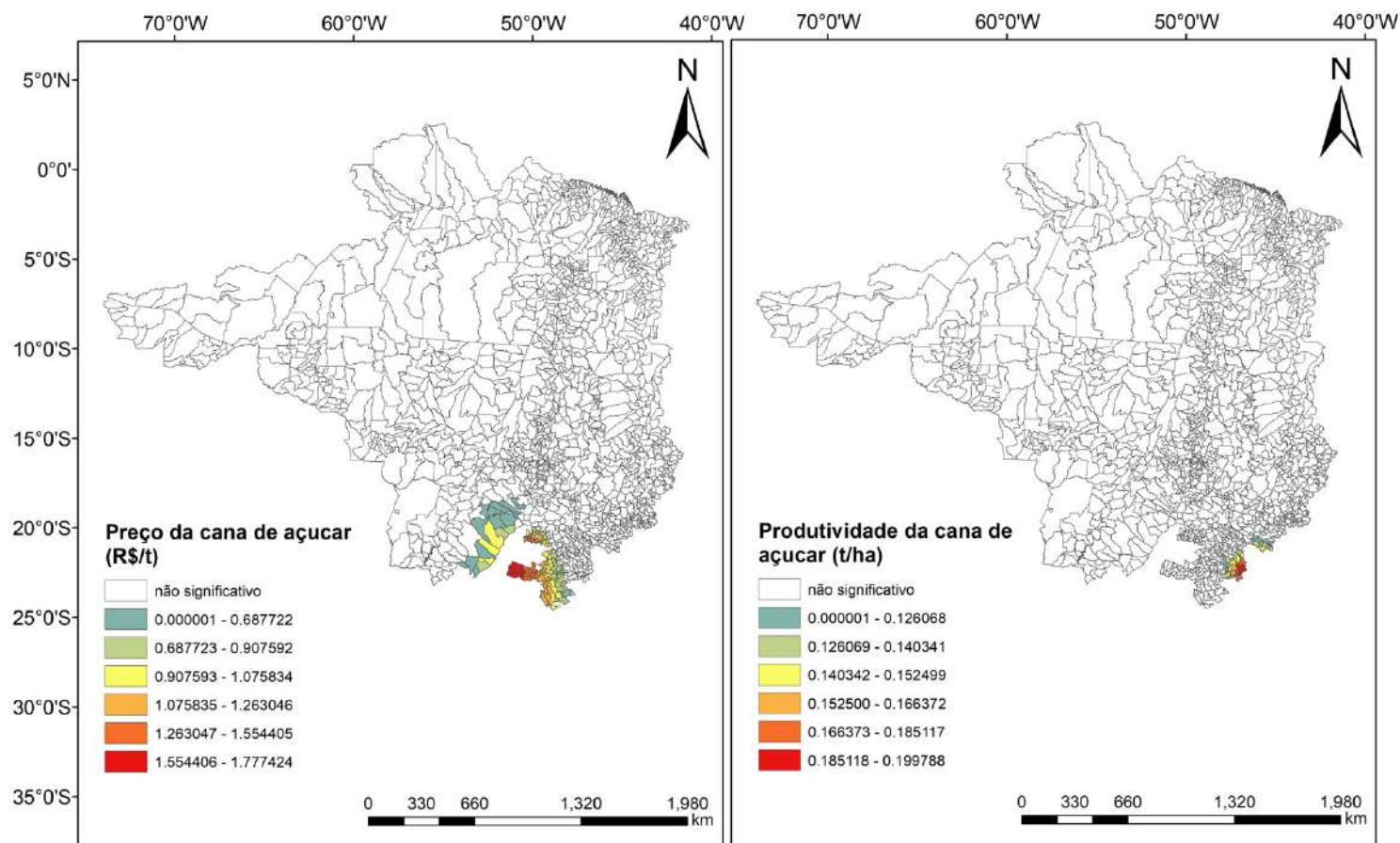


Figura 70 - Coeficientes locais para agricultura: preço e produtividade da cana-de-açúcar.

Fonte: Elaboração própria.

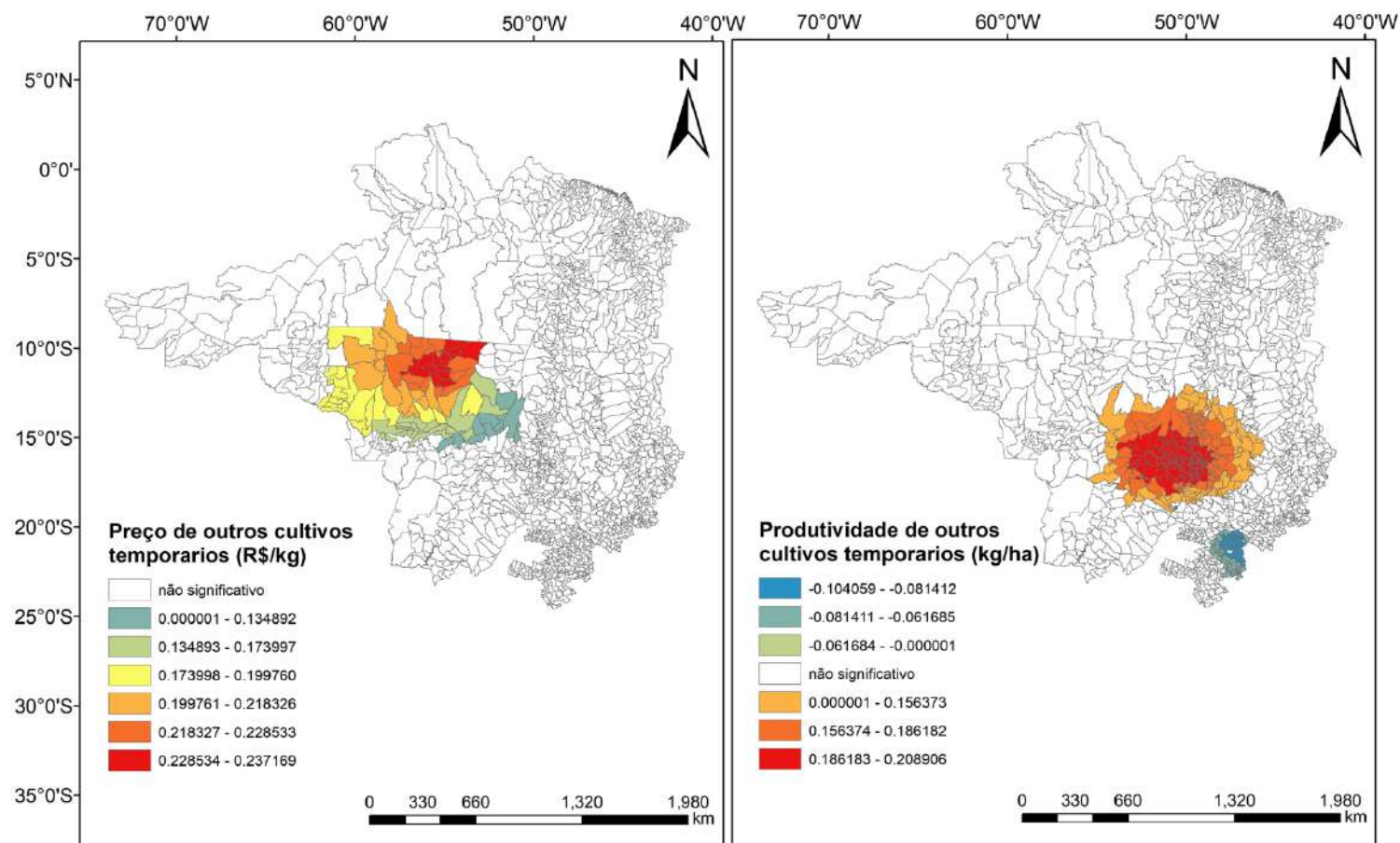


Figura 71 - Coeficientes locais para agricultura: preço e produtividade de outros cultivos temporários.

Fonte: Elaboração própria.

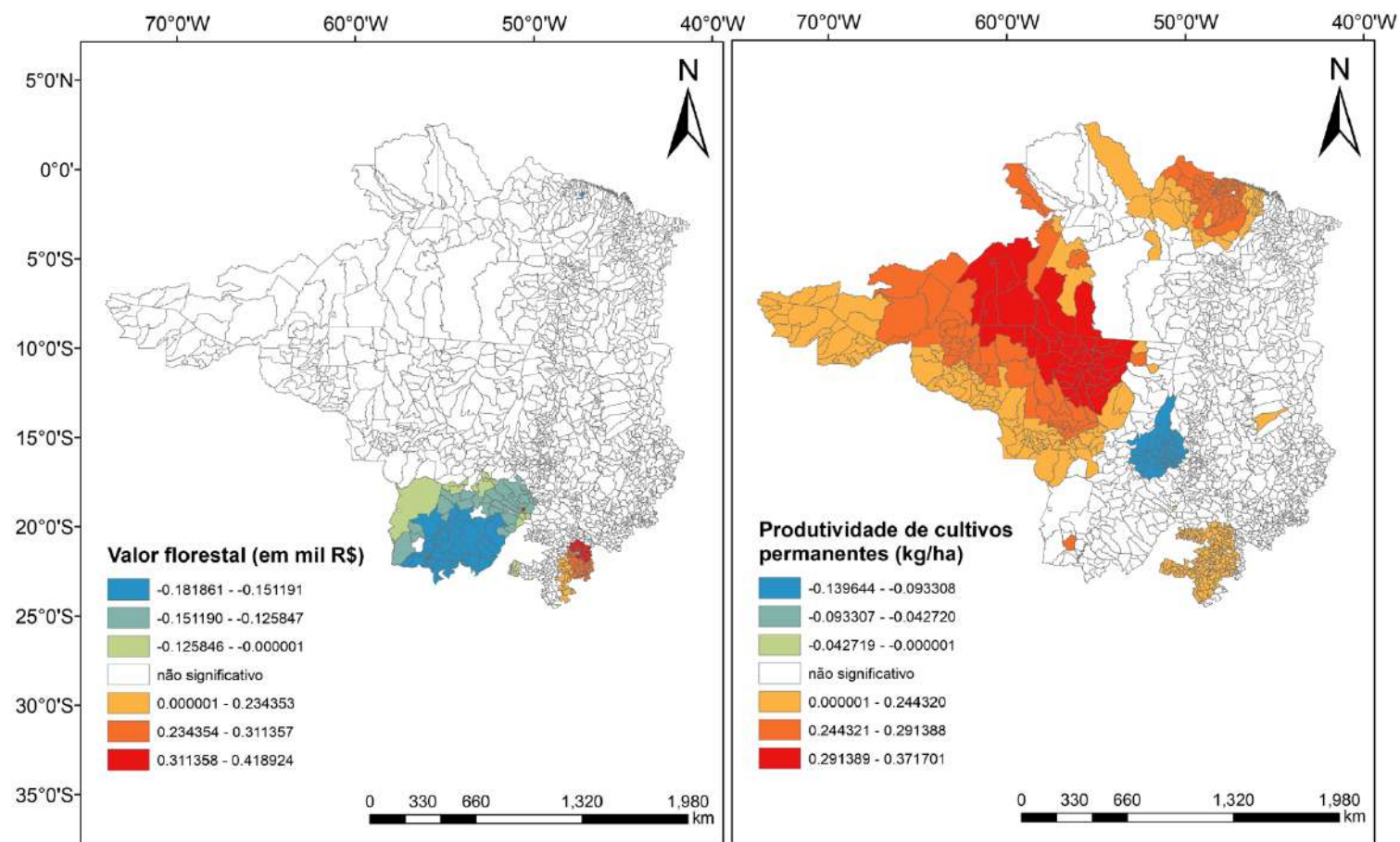


Figura 72 - Coeficientes locais para agricultura: produtividade de cultivos permanentes e valor gerado pela floresta.

Fonte: Elaboração própria.

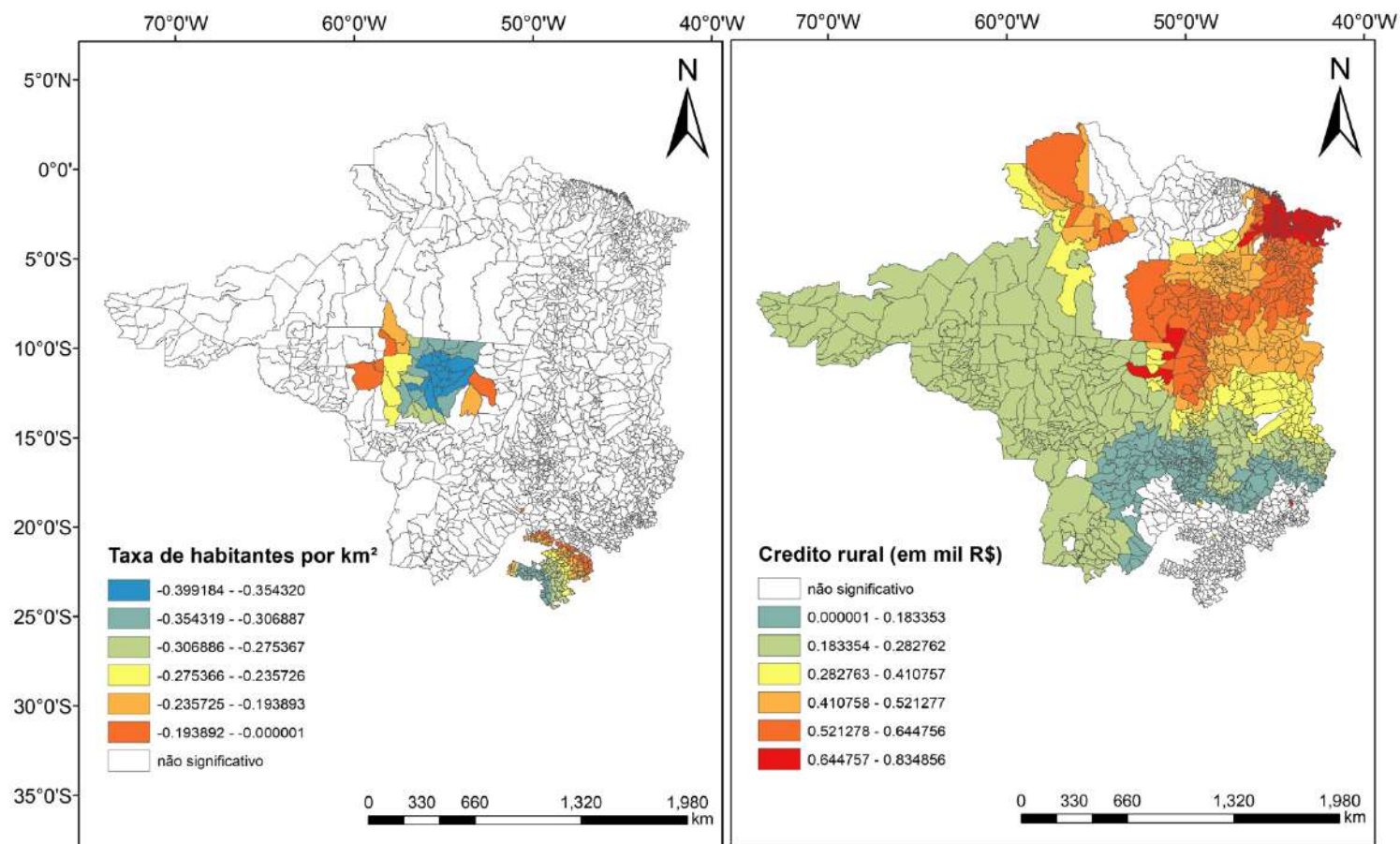


Figura 73 - Coeficientes locais para agricultura: taxa demográfica e crédito rural.

Fonte: Elaboração própria.

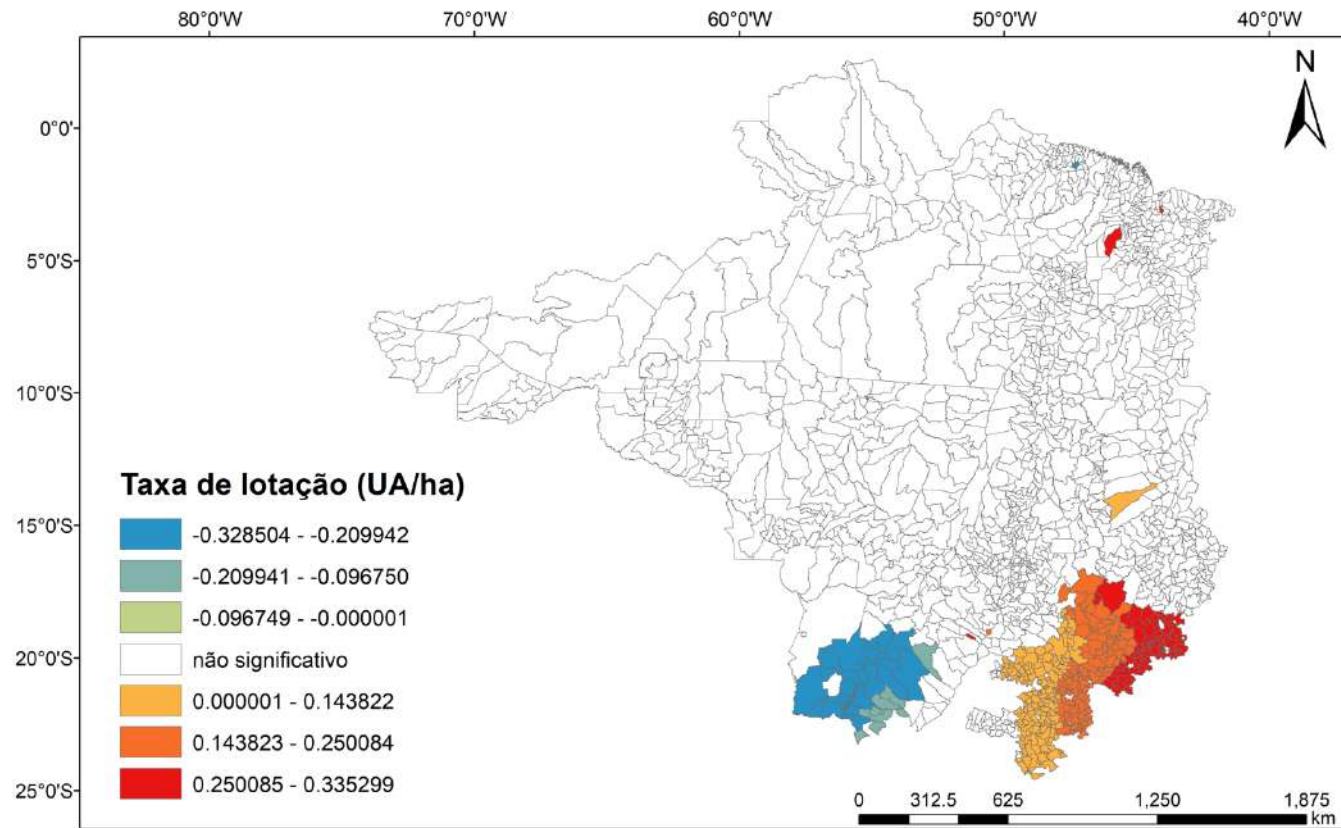


Figura 74 - Coeficientes locais para agricultura: taxa de lotação.

Fonte: Elaboração própria.

- **Outros usos**

Por último, nos outros usos, existe efeito de transbordamento, vide a significância do parâmetro *rho* na Tabela 25. Mudanças nessa classe de uso como infraestrutura urbana se propaga espacialmente dentro e fora dos municípios.

Para os outros usos cuja maior participação entre as classes são infraestrutura e recursos hídricos, os fatores climáticos mostraram um impacto relevante de redução desse uso da terra em número expressivo de municípios (Figura 75).

Cenários de mudanças climáticas e eventos extremos, como destacados por IPCC (2021), geram perdas na área destinada aos outros usos. Em relatório da COPPE-UFRJ (2016), tem-se o impacto entre as mudanças climáticas e as cidades. Os estresses climáticos resultam em efeito cascata em diferentes sistemas urbanos de infraestrutura. Modificações no regime de chuvas influenciam a quantidade e a qualidade dos recursos hídricos para o abastecimento das cidades (Ribeiro & Santos, 2016).

Outro fator importante é que grande parte do fornecimento de energia depende da hidroeletricidade, logo, do regime de chuvas. Margulis & Dubreux (2010) estimam, por exemplo, perdas na ordem de 29,3% a 31,5%.

No transporte, existe a possibilidade de deterioração de estruturas com alto impacto na economia das cidades (Ribeiro & Santos, 2016).

De acordo com a Figura 75, aumento da temperatura afetou mais de 6% do total de municípios, sobretudo, em São Paulo, Goiás e Maranhão, com redução da área destinada aos outros usos, considerando os dados do período de 2004 a 2019. Logo, para 108 municípios, a temperatura média foi um fator significativo estatisticamente para mudar a área de outros usos (Figura 75).

Em recente estimação do uso da água feito pelo Mapbiomas (2021b), os dados estatísticos mostraram que, nos últimos anos, houve perdas de áreas da superfície de água na área de estudo. Entre 2004-2019, uma queda de um pouco mais de 5% da superfície de água. Um dos possíveis motivos para redução da área de outros usos em alguns municípios da área de estudo pode ser explicado com perdas hídricas devido ao aumento da temperatura.

No caso da precipitação, essa variável foi relevante para alterar a participação da área de outros usos para 245 municípios. A relação, para grande maioria desses locais, foi de queda da área de outros usos mesmo com o aumento da precipitação. Isso se deve, possivelmente, as perdas citadas na infraestrutura com o aumento dessa variável. Destacam-se os municípios localizados em Goiás, Mato Grosso, Minas Gerais, Rondônia, Tocantins e Maranhão (Figura 75).

De modo geral, elevar a taxa demográfica pressiona por mais área destinada aos outros usos, sobretudo, infraestrutura urbana. Mais da metade dos municípios presentes na área de estudo apresentaram essa relação, sobretudo, no Estado de São Paulo, com quase 92% do total de municípios paulistanos listados na área (Figura 76). Além desse Estado, os municípios presentes em Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Pará e Piauí se destacam também.

A variável taxa demográfica é um dos principais fatores que modificaram a área destinada a outros usos em 981 municípios. Nota-se que aumentar esse tipo de uso da terra pode, indiretamente, ou pressionar por desmatamento ou por utilizar as áreas antes utilizadas na agropecuária. Em contrapartida, esse impacto de ampliação da área só não ocorre, conforme mostra na Figura 76, em seis municípios mineiros.

Resumidamente, para outros usos, as variáveis climáticas e a taxa demográfica foram determinantes para alterar esse tipo de uso em 1.117 municípios. Para o restante, nenhuma das variáveis explicativas do período 2004-2019 explica possíveis mudanças na área de outros usos. Sublinha-se que, há alguns casos, em que o valor do *soth* não se alterou ao longo do período estudado pela tese.

Após os resultados do modelo SAR local, o autor propõe examinar qual o impacto de intensificar a pecuária considerando que os efeitos de mudanças no uso da terra são locais. Para isso, serão propostos dois diferentes cenários de intensificação com sistemas mais sustentáveis para a área de estudo, considerando todos os municípios.

Para cada cenário, foi adicionado o potencial de restauração ecológica nas áreas com redução total de áreas voltadas para agropecuária (Jadin et al., 2016). A classificação dos melhores cenários será estabelecida considerando: o cumprimento do Código Florestal, o menor custo e benefício econômico gerado pelo sistema, a menor emissão gerada pelas mudanças no uso da terra e com sistema de produção.

parâmetro	p-valor (modelo SAR local)	
constante	0,000	***
meat_price	0,110	n/s
milk_price	0,080	*
milk_productivity	0,070	*
permanent_crops_price	0,065	*
permanent_crops_productivity	0,051	*
stocking_rate	0,070	*
sugarcane_price	0,113	n/s
sugarcane_productivity	0,300	n/s
average_temperature	0,000	***
cereal_price	0,132	n/s
cereal_productivity	0,200	n/s
forest_value	0,333	n/s
oth_temp_crops_price	0,118	n/s
oth_temp_crops_productivity	0,800	n/s
precipitation	0,000	***
demography_rate	0,026	**
rural_credit	0,079	*
ρ	0,038	**

Tabela 25 – Resultados do teste para variabilidade espacial (teste de significância de Monte-Carlo) para a variável *soth*.

Fonte: Elaboração própria.

Notas: (a) * p-valor < 10%, ** p-valor < 5% e *** p-valor < 1%.

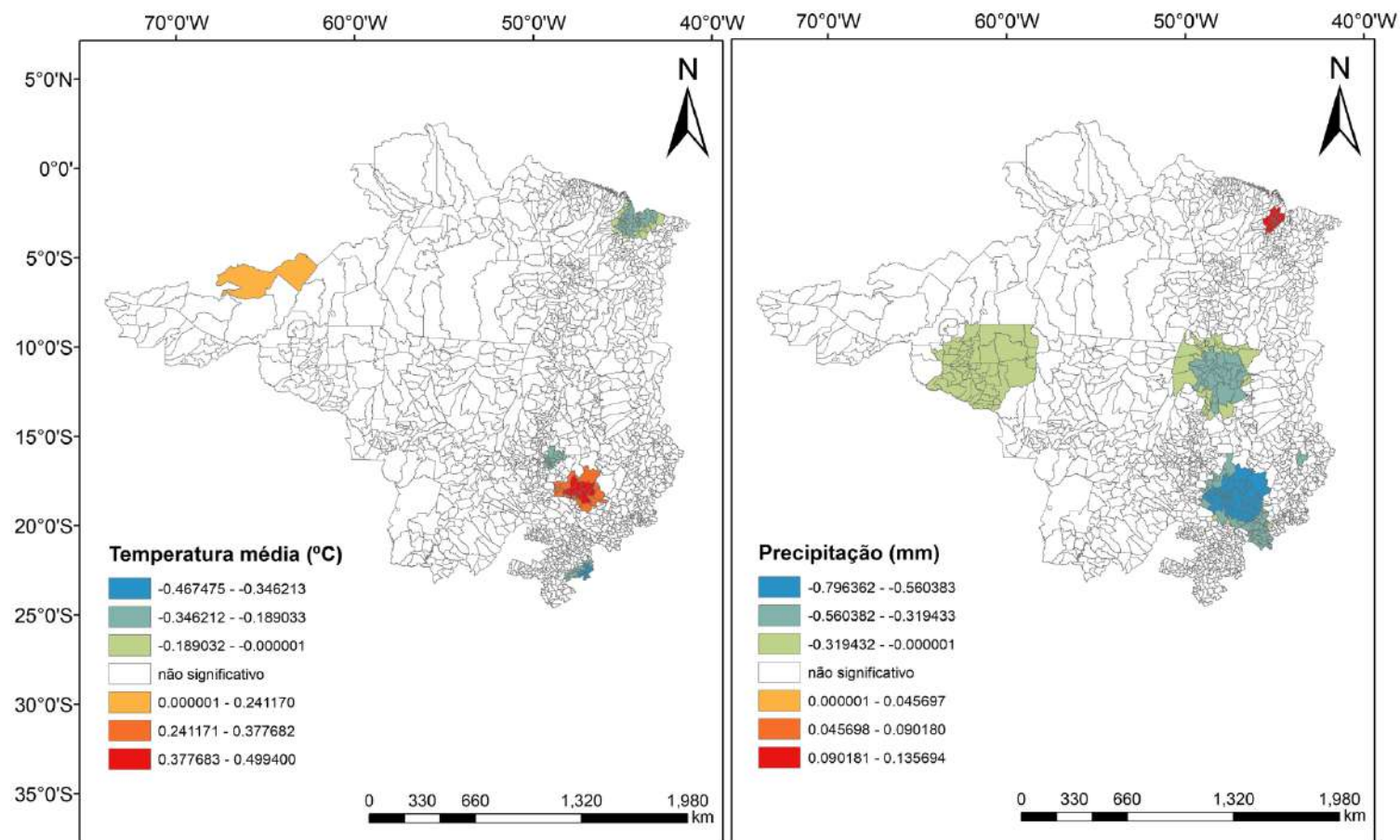


Figura 75 - Coeficientes locais para outros usos: temperatura e precipitação médias anuais.

Fonte: Elaboração própria.

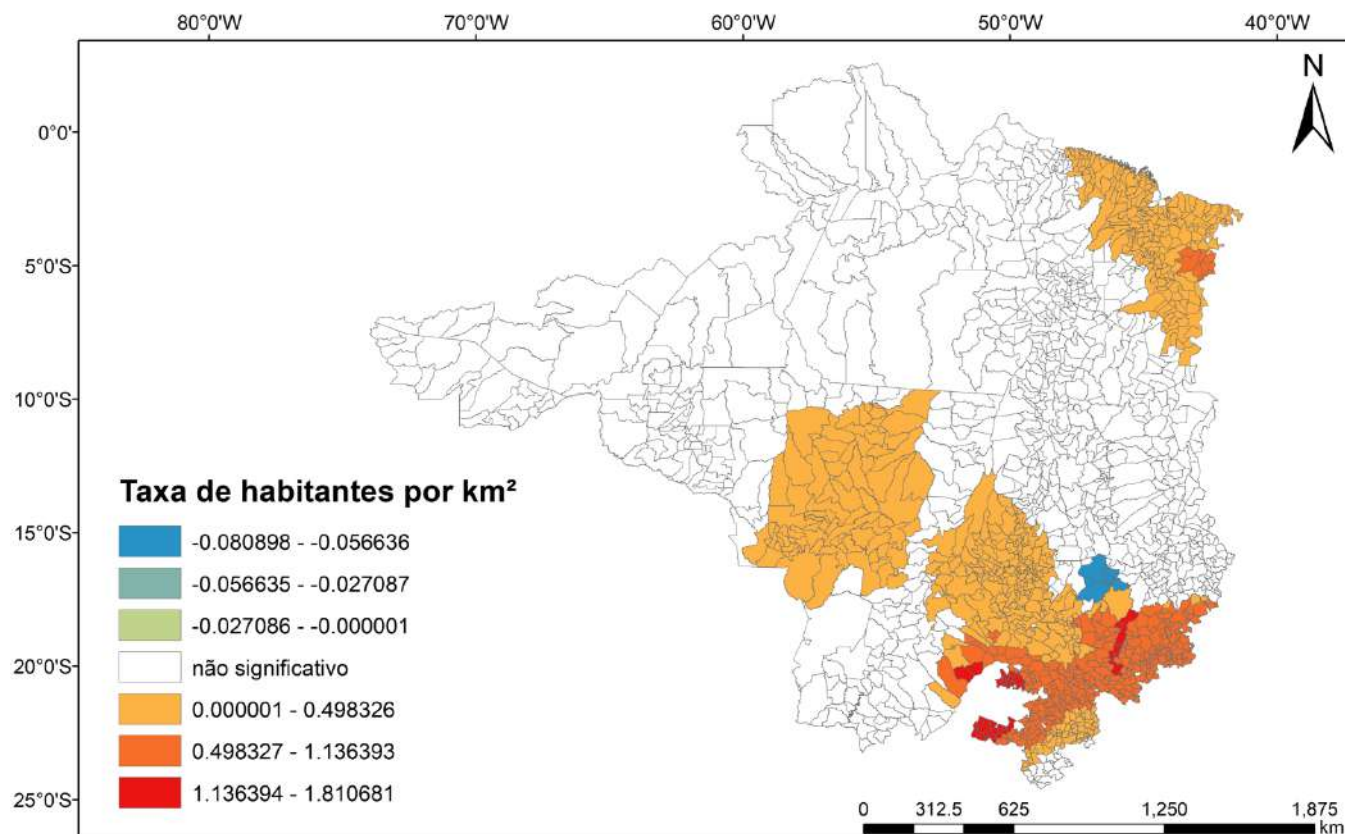


Figura 76 - Coeficientes locais para outros usos: taxa demográfica.

Fonte: Elaboração própria.

5.

Cenários de intensificação da pecuária de corte

Os resultados entre a relação entre taxa de lotação e cada tipo de uso da terra serão usados para estimar o impacto gerado com a intensificação da pecuária de corte.

Desde o começo desse capítulo, diante das limitações de informações, propõe-se que essa variável seja uma proxy de intensificação, apesar da melhor, segundo a literatura, seja @/ha.

Ressalta-se que existem diferentes formas de intensificação da pecuária de corte e melhoria do sistema produtivo com redução das emissões, além do aumento da taxa de lotação e integração lavoura-pecuária, como diminuição da idade de abate ou melhoria da dieta alimentar do animal

No primeiro cenário proposto, a taxa de lotação será de acordo com a capacidade de suporte potencial da pastagem estimada pelo Lapig (2021). A partir de imagens do MOD17A2H, estima-se a produtividade primária bruta da pastagem.

A demanda de matéria seca é calculada como sendo duas vezes o consumo médio diário de uma unidade animal (UA = 450kg).

Com isso, é dada a lotação bovina potencial, em 2017, ano dessa estimativa, por município (Arantes et al., 2018), como pode ser vista na Figura 77.

A partir dos dados estimados de taxa de lotação para o ano de 2019, de acordo com a metodologia proposta no terceiro capítulo da tese (Figura 77), pode ser mensurado se o município está acima da capacidade de suporte da pastagem, possível indício de superpastejo, ou abaixo dessa capacidade, ou seja, situação de subpastejo, por meio da diferença entre taxa de lotação potencial e taxa de lotação estimada.

Como mostra a Figura 77, cerca de 94% dos municípios da área de estudo têm taxa de lotação abaixo do potencial, indicando margem para intensificação.

Para os outros municípios, a grande maioria está em São Paulo, a taxa de lotação está acima da capacidade de suporte da pastagem¹²⁵.

Esse resultado mostra que, apesar do aumento da taxa de lotação média, durante o período 2004-2019, dentro da área de estudo, de 1,24UA/ha para 1,31UA/ha (~ 5,9%), há uma enorme margem de crescimento da taxa de lotação. Isso já havia sido sinalizado por Strassburg et al. (2014), em que recuperando parte da pastagem cultivada, o Brasil seria capaz de atender a demanda de energia e alimento até 2040.

¹²⁵ Foram analisados os municípios com possível superpastejo, já que poderiam ser casos de locais com alta participação de confinamento. Isso não ocorre por duas razões: (a) de acordo com dados da ANUALPEC (2019), qualquer tipo de confinamento bovino está mais localizado em Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul e (b) como sublinhado no item 3.3.3. da tese, cerca de 97% do gado na área de estudo tem como base alimentar a pastagem. Lembrando que a taxa de lotação do município é uma média da taxa de lotação das propriedades existentes no município, logo, na média, a maior peso de propriedades com o uso do pasto como principal alimento para o gado, minimizando o efeito do confinamento sobre a taxa de lotação.

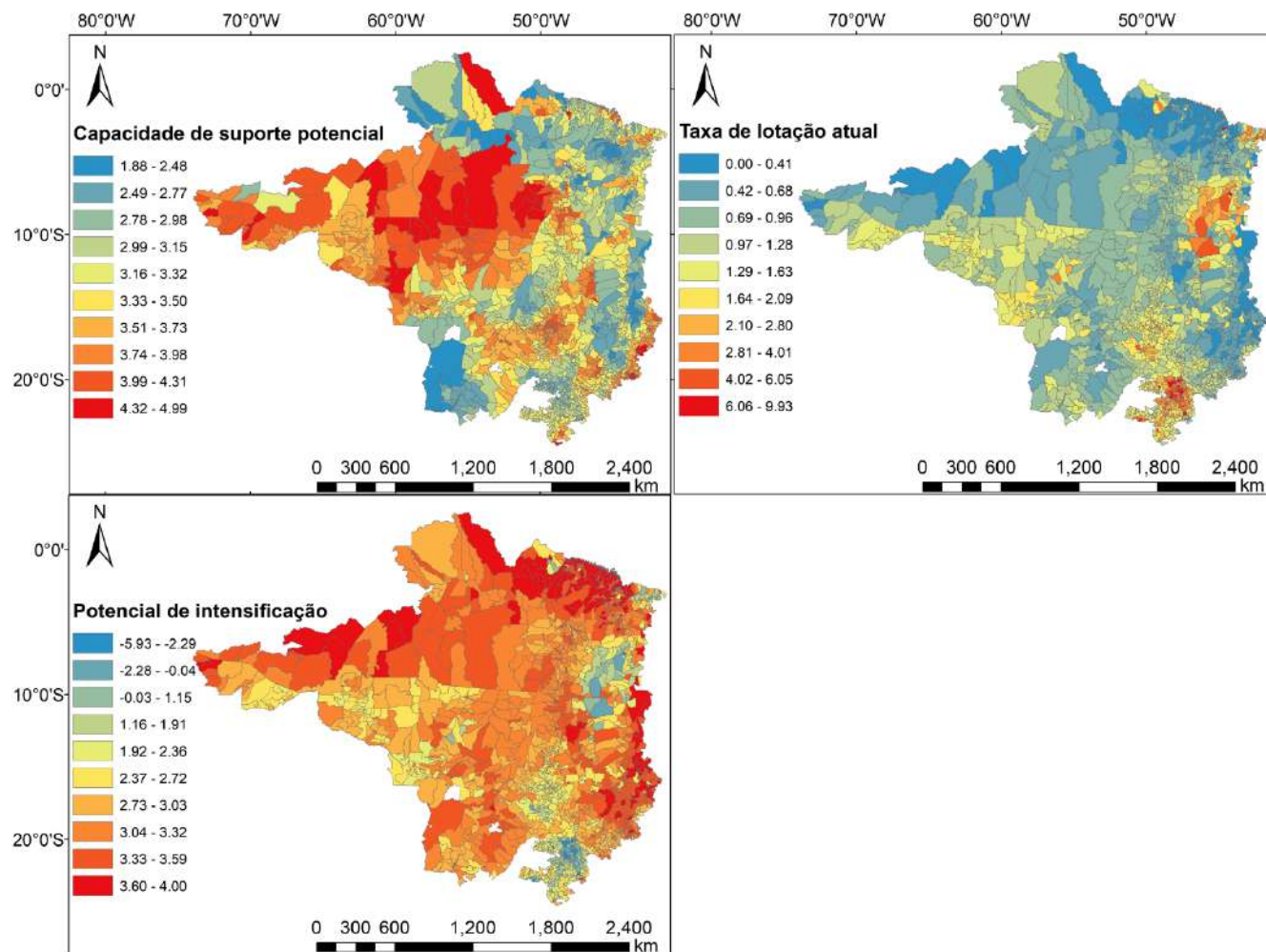


Figura 77 – Capacidade de suporte potencial (UA/ha), taxa de lotação bovina (UA/ha), em 2019, e potencial de intensificação, em UA/ha.

Fonte: Elaboração própria.

Na tese, apontou-se que o uso atual das pastagens no Brasil era de quase 1/3 de seu potencial. Esse crescimento significativo pode, de acordo com análise prévia, liberar área de pastagem para outros tipos de uso da terra e até potencial de restauração ecológica ou pressiona por mais área de pastagem (*rebound effect*).

Ao mesmo tempo, conforme mostra a Tabela 26, grande parte das pastagens na área de estudo sofre algum tipo de processo de degradação, sendo um dos possíveis indícios do porquê a taxa de lotação em 2019 está aquém da capacidade de suporte potencial.

A recuperação das pastagens passa por entender as causas dessa degradação. De acordo com Peron & Evangelista (2004), Dias-Filho (2011), Macedo et al. (2012), Townsend et al. (2012), Dias-Filho & Andrade (2019), as principais razões são: práticas inadequadas de manejo – uso excessivo de fogo, ausência ou uso incorreto de fertilizantes, falha no pastejo –, o descompasso entre tempo de crescimento da forrageira e o impacto do pisoteio animal, fatores abióticos – variabilidade climática e tipo de solo –, falhas na formação da pastagem relacionadas à falta de conhecimento – preparo inadequado da área ou uso de sementes inapropriadas ao tipo de solo e ao clima, realização de primeiro pastejo ou semeadura na época equivocada – e, por fim, fatores bióticos como doenças e pragas.

Se basearmos nos dados da Tabela 26 e de área de pastagem da área de estudo, dos poucos mais de 113 milhões de hectares de pastagens cultivadas, em 2019, 40,89% não tinham nenhum tipo de degradação, totalizando quase 46,4 milhões de hectares de pastagens cultivadas (Mapbiomas, 2021). Isso mostra uma margem interessante para a recuperação de pastagem degradada com ganhos não somente para a pecuária com aumento da produção, mas também com ganhos possíveis com menor necessidade de mais área de pastagem, menor pressão por novas áreas e possibilidade de captura de CO₂ obtido com a recuperação dessa área de aproximadamente 67 milhões de hectares.

Estado	Ausente	Baixa	Média	Alta
Acre	78,27	13,35	5,43	2,95
Amazonas	65,55	18,01	10,25	6,18
Bahia	29,38	11,09	12,65	46,88
Distrito Federal	15,75	14,35	19,57	50,32
Goiás	35,23	17,03	17,44	30,30
Maranhão	56,38	16,23	12,53	14,86
Mato Grosso	30,88	19,21	19,47	30,44
Mato Grosso do Sul	36,98	25,80	21,10	16,13
Minas Gerais	44,39	17,58	15,02	23,01
Pará	50,00	16,84	13,84	19,32
Piauí	8,92	8,41	13,34	69,33
Rondônia	38,06	24,79	20,43	16,72
São Paulo	37,38	20,67	19,37	22,57
Tocantins	35,41	18,24	18,00	28,35
Total	39,11	18,07	16,45	26,37

Tabela 26 – Níveis de degradação de pastagens para os Estados presentes na área de estudo, em % (2018)
 Fonte: Elaboração própria a partir de Mapbiomas (2021a).

Conforme citado nos parágrafos acima, a capacidade de suporte das pastagens abaixo do potencial pode ter como razão a degradação das pastagens. Isso, por exemplo, ocorre porque a pecuária foi e é tratada como meio de garantir a posse e não, atividade econômica para auferir lucros, sobretudo na Amazônia, como já mencionado durante os capítulos 2 e 4 da tese.

Lembrando também que, de acordo com o índice IPS, grande parte dos municípios estão em situação de baixa prosperidade social. Caso o proprietário pense em obter receitas dentro da cadeia produtiva da carne, o cuidado com a pastagem é primordial.

Entretanto, no último Censo Agropecuário, em 2017, nota-se que grande parte dos estabelecimentos agropecuários com pecuária ou criação de animais não receberam nenhum tipo de assistência técnica, um dos meios de garantir o acesso às informações sobre como tratar a pastagem, principal custo e meio de produção dentro da bovinocultura de corte (IBGE, 2021a). Esse comportamento não é muito diferente visto no total dos estabelecimentos agropecuários, ressaltando um dos principais gargalos na agropecuária brasileira (Tabela 27).

Na Tabela 27, 15,4% do total dos estabelecimentos agropecuários recebera algum tipo de assistência técnica. No universo de um pouco mais de 2,9 milhões, quase 450 mil estabelecimentos foram assistidos.

Quando se analisa somente a atividade com pecuária e criação de animais, esse valor é um pouco maior percentualmente, 16%. Apenas aproximadamente 248 mil estabelecimentos de mais de 1,5 milhões se utilizaram de assistência técnica (Tabela 27).

Comparativamente aos dados do Censo de 2006, em relação à assistência técnica, nota-se que houve uma queda percentualmente em quase todos os Estados e no total tanto na pecuária quanto em todos os estabelecimentos que receberam algum tipo de assistência técnica (IBGE, 2021b).

Considerando todas as Unidades da Federação, em 2006, 27,6% dos estabelecimentos com pecuária e criação de animais receberam assistência técnica, regular ou ocasionalmente, e, para todos os estabelecimentos agropecuários, esse valor fora de 17,2%. Para o primeiro grupo, uma queda de 11,6%, entre 2006-2017, e para o segundo grupo, 1,8%.

Estado	Pecuária e criação de outros animais		Estabelecimentos agropecuários	
	Recebe	Não recebe	Recebe	Não recebe
Rondônia	18,6	81,4	18,7	81,3
Acre	11,8	88,2	11,4	88,6
Amazonas	22,1	77,9	12,0	88,0
Pará	8,9	91,1	6,0	94,0
Tocantins	13,1	86,9	13,9	86,1
Maranhão	6,2	93,8	4,2	95,8
Piauí	3,9	96,1	3,5	96,5
Bahia	7,7	92,3	7,7	92,3
Minas Gerais	23,0	77,0	26,2	73,8
São Paulo	38,5	61,5	40,9	59,1
Mato Grosso do Sul	29,8	70,2	31,8	68,2
Mato Grosso	15,2	84,8	18,5	81,5
Goiás	19,5	80,5	22,0	78,0
Distrito Federal	74,9	25,1	76,9	23,1
Total	16,0	84,0	15,4	84,6

Tabela 27 – Número de estabelecimentos agropecuários e de estabelecimentos cuja atividade principal é a pecuária e criação de outros animais que receberam ou não assistência técnica, em % – Censo Agropecuário 2017.

Fonte: Elaboração própria a partir de IBGE (2021g; 2021h).

Diante dessa enorme área de pastagem em degradação e do seu potencial de aumento da capacidade de suporte, se propõe os seguintes cenários de intensificação do uso da pastagem, a partir das seguintes condições:

- Com a adição dos dados dos déficits de Reserva Legal (RL) e Área de Preservação Permanente (APP), por propriedade, estimados pelo IMAFLORA (2021), a tese propõe averiguar se o município consegue cumprir da Lei de Proteção da Vegetação Nativa ou Código Florestal. Se a área florestal do município varia acima do valor estimado para o cumprimento dessa lei, então, o município consegue cumpri-lo somente com aumento da taxa de lotação. Caso essa variação de área florestal seja menor, o município não consegue;
- A partir da variação de área de floresta antes e depois da alteração da taxa de lotação, para cada município, se pretende ver se a intensificação pressiona ou reduz o desmatamento. Essa diferença pode ser negativa, nula ou positiva. Se for positiva, então há potencial de aumento da área para a floresta. Caso seja negativa, pressão por desmatamento. Nula não houve alteração, nesse caso, são os municípios em que o coeficiente local da taxa de lotação para floresta não foi significativo, ou seja, estatisticamente, igual a zero;
- Ao considerar o total das áreas agrícolas e de pastagem modificadas pela nova taxa de lotação (UA/ha), se esse valor for positivo, ou seja, aumenta a demanda por essas áreas, é considerado que existe aumento da pressão por desflorestamento e assim, mostra-se onde há ou não pressão para diminuir a área florestal;
- Para cada cenário, é proposto um cenário suplementar a partir da estimação anterior. Se a área total agrícola e de pastagem for negativa, logo, há uma redução da área destinada à agropecuária, essa área pode ser usada para recuperação florestal e também para cumprir o Código Florestal. Com isso, se vê quais os municípios possuem potencial para a restauração da vegetação nativa, ao mesmo tempo, será visto o quanto a mais de municípios conseguem realizar a Lei 12.651, de 25 de maio de 2012. Nesses cenários, será mensurado a geração potencial de empregos via restauração ecológica;
- Em cada um dos cenários, estimar-se-ão as emissões evitadas ou ampliadas com as mudanças na área florestal por causa da intensificação da pecuária de corte. O valor dessas alterações em cada município considera as fitofisionomias presentes em cada

bioma (Cerrado e Amazônia) e no caso de haver ambos os biomas, foi feita a média dos valores.

Esses valores foram mensurados a partir dos dados do relatório de referência do setor uso da terra, mudança do uso da terra e florestas do quarto inventário nacional¹²⁶ (MCTI, 2020a), como mostra a Tabela 28. No caso da Amazônia, o valor é único, aproximadamente, de 156,78 tC/ha, e, para o Cerrado, tem-se variação por Estado, indo de 35,96 tC/ha a 54,17 tC/ha (Tabela 28).

Estado	Bioma	tC/ha
Acre	Amazônia	156,78
Amazonas	Amazônia	156,78
Bahia	Cerrado	43,83
Distrito Federal	Cerrado	35,96
Goiás	Cerrado	44,48
Maranhão	Amazônia	156,78
	Cerrado	41,49
	Transição	99,14
Mato Grosso	Amazônia	156,78
	Cerrado	51,32
	Transição	104,05
Mato Grosso do Sul	Cerrado	54,17
Minas Gerais	Cerrado	44,43
Pará	Amazônia	156,78
Piauí	Cerrado	43,63
Rondônia	Amazônia	156,78
São Paulo	Cerrado	47,49
Tocantins	Amazônia	156,78
	Cerrado	45,17
	Transição	100,98

Tabela 28 – Média de estoque de carbono por bioma, em tC/ha

Fonte: Elaboração própria.

¹²⁶ No caso de Rondônia, o município de Vilhena apresenta uma percentagem muito pequena de bioma Cerrado, mas foi considerado somente o bioma Amazônia.

• Existe também o ganho com a recuperação da pastagem degradada. De acordo com Assad (2016), há um ganho adicional de 1tC/ha. No mesmo estudo, estima-se captura 1,7 tC/ha com sistemas integração lavoura-pecuária (ILP). Nos cenários A e A1, será usado o primeiro valor. Nos cenários B e B1, o segundo.

Com isso, as emissões totais contabilizam as mudanças na área destinada à floresta e no sistema produtivo. Logo, a estimativa das emissões é dada como:

$$emissões_{totais} = emissões_{floresta} + emissões_{sistema} \text{ (Equação 15)}$$

• Em relação à capacidade de suporte de pastagem para sistema ILP (cenários B e B1), foi feita uma média da taxa de lotação observada em alguns estudos feitos nos dois biomas no trabalho de Assad (2016), obtendo o valor em torno de 4,0 UA/ha¹²⁷. Além disso, propõe um aumento médio na produtividade dos grãos¹²⁸ em 5%, com a implementação da ILP, a partir de informações junto ao pesquisador da Embrapa, Júlio César Reis¹²⁹, estimada a partir dos resultados de estudos feitos cujas referências são: Reis et al. (2020; 2021). Esse valor não está muito distante do sistema Gravataí, implementado no Mato Grosso com três diferentes forrageiras. No sistema ILP, soja mais boi-safrinha, com consórcio de feijão-caupi. A produtividade da soja sem o sistema, em 2017/2018, fora de 1.155 kg/ha. Em sistema integrado, o valor passou para 1.215kg/ha. Com isso, houve um incremento de cerca de 5,2% (Embrapa Agrossilvipastoril, 2018).

• Estimar-se-á o ganho, em R\$/ha, com o novo sistema de produção de carne, para cada cenário (Equação 16), e comparar-se-ão as novas receitas com as observadas em 2019.

$$\begin{aligned} \text{ganho com a produção de carne}_i \left(\frac{\text{R\$}}{\text{ha}} \right) \\ = (\text{preço da carcaça}_i * \beta_r \\ * \text{taxa de lotação} * \gamma_r) \text{ (Equação 16), em que:} \end{aligned}$$

¹²⁷ Essa taxa deve ser alcançada por meio de suplementação alimentar do rebanho no período de seca. A pastagem tem baixa produtividade na época de outono/inverno.

¹²⁸ Os principais grãos empregados nesses sistemas e nos estudos citados posteriormente são soja e milho.

¹²⁹ O autor agradece o pesquisador pela contribuição no entendimento do funcionamento do sistema ILP, com dados, sugestões e comentários, além de referências bibliográficas. A proposta da taxa de lotação também foi corroborada pelo pesquisador.

i = município;

β_r = peso médio da carcaça bovina, por Estado, conforme dados da Pesquisa Trimestral de Abate, do IBGE (2021a) (Tabela 29). Foi feita a média dos bovinos acima de 2 anos;

γ_r = taxa de abate, em percentual, de acordo com a Tabela 29.

Estado	Peso médio da carcaça	Taxa de abate ^a
Rondônia	246,9	22,7
Acre	233,9	16,1
Amazonas	220,5	22,8
Pará	255,3	15,4
Tocantins	257,9	16,2
Maranhão	243,8	12,1
Piauí	197,5	11,8
Bahia	253,3	16,7
Minas Gerais	246,3	19,8
São Paulo	269,9	45,1
Mato Grosso do Sul	253,5	23,6
Mato Grosso	269,0	23,0
Goiás	260,3	18,3
Distrito Federal	251,8 ^b	18,3 ^c

Tabela 29 – Peso do animal no abate e taxa de abate sobre o tamanho do rebanho bovino, em %, por Estado, em 2019.

Fonte: Elaboração própria.

Nota: (a) A taxa de abate é dada pela quantidade de animais abatidos sobre a total de quantidade de animais existentes, descontando o número de bezerros. Nesse caso, optou-se por todos os animais menores de 1 ano, de acordo com a Tabela 4.

(b) Dado para 2015, último valor dessa variável na base do IBGE (2021a).

(c) Não há dados de animais abatidos para Distrito Federal, por isso se considerou uma média dos Estados mais próximos que fazem fronteira com a região, considerando somente Goiás.

▪ Cenário A

No primeiro cenário, todos os municípios recuperam o potencial da capacidade de suporte da pastagem. Com isso, considerando os resultados do modelo RPG, na área de estudo, cria-se um potencial de liberação de quase 23,5 milhões de hectares para floresta, um incremento na área destinada à agricultura de cerca de 2,4 milhões de hectares e uma queda de aproximadamente 16 milhões de hectares de áreas voltadas para a pastagem. Isso representa, em comparação aos valores das áreas observadas em 2019, um aumento

de 6,5% de área florestal, 2,4% da área agrícola e uma redução na área de pastagem em 14,1%.

Para que esse potencial se concretize, é preciso uma boa governança ambiental com implementação de políticas públicas capazes de garantir o cumprimento do Código Florestal. Uma possibilidade, por exemplo, seria a vinculação do acesso ao crédito rural cuja relevância nas mudanças no uso da terra, entre 2004 e 2019 se mostrou elevada, a uma contrapartida ambiental como ocorria no Decreto n. 3.545 extinto pelo governo Bolsonaro. Isso é possível também com maior volume de investimentos a programas governamentais existentes voltados para a sustentabilidade ambiental como os programas ABC e Inovagro cuja participação dentro do crédito rural ainda baixa (MAPA, 2021).

O crédito rural, desde que foi instituído pela Lei n. 4.829/1965, é o principal mecanismo de atuação do governo em apoio às atividades agropecuárias e o principal instrumento de financiamento de política agropecuária do país (Souza et al., 2020). O montante do crédito rural, no ano agrícola 2019/2020, representou aproximadamente 30% da produção agropecuária total do país, em 2019 (MAPA, 2021).

Como mostra Betarelli Jr. et al. (2019), a atividade agropecuária ficou cada vez mais dependente dos vínculos técnicos e financeiros e as modalidades do crédito rural são as principais formas para obtenção desses vínculos. Existem outras modalidades de financiamento das atividades agropecuárias como os recursos próprios dos proprietários rurais, empréstimos familiares e financiamento de *traders*, bancos privados, fabricantes de insumos e processadoras (Santana & Nascimento, 2012; Lopes et al., 2016).

Em relação à variação da área florestal, dos 1.747 municípios, 24,3% desse total aumentaram a área destinada para a floresta, somente 13 possuem alguma participação do bioma Amazônia e a grande parte, no Cerrado. Porém, quando os ganhos florestais são comparados com os déficits do Código Florestal, segundo as estimativas feitas pelo IMAFLORA (2021), somente 282 municípios conseguem atingir a meta, ou seja, cerca de 16,1% do total dos municípios. Em comparação aos 425 municípios com aumento da floresta, 139 municípios do Cerrado mesmo com o incremento não conseguem restaurar a vegetação necessária, além de três, na Transição, e um, na Amazônia.

Na Figura 78, observa-se que 17,7% dos municípios presentes na área de estudo, com o aumento da taxa de lotação, pressionam por mais área para agropecuária e com

isso, possíveis locais de futuros desmatamentos. Grande parte está no Cerrado (n = 173 municípios), seguido de 100 municípios no Amazônia, sobretudo, percentualmente, no Pará e Maranhão, além de 36 municípios presentes na região de Transição.

No geral, o Cerrado tem alto potencial para intensificar a pecuária com ganhos ambientais, em particular no Centro-Oeste do país, e possui um número significativo de municípios com demanda por mais pastagem e/ou área agrícola, especialmente, em Minas Gerais, São Paulo e Goiás, além de uma parte da região do MATOPIBA (Figura 78). No caso da Amazônia, aumento da taxa de lotação pressiona por mais desmatamento.

Comparando especificamente a nova configuração do uso da terra, nota-se que há Estados com alterações nas áreas finais de todos os usos como: Bahia, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Tocantins. No Acre, Maranhão, Pará, Piauí, Rondônia e Amazonas, há uma tendência de conversão de área de pastagem por área agrícola e logo, pressão por desmatamento. No Distrito Federal, com a melhoria das pastagens cultivadas, tem-se efeito poupa terra, redução da área de pastagem e aumento de área para vegetação nativa. Em São Paulo, há um movimento de pressão por desflorestamento.

No caso das emissões, há uma redução total de quase 0,45 milhões GgCO₂¹³⁰, contabilizando as emissões com as mudanças na área de floresta e com a recuperação das com pastagem até sua capacidade de suporte potencial, em que aproximadamente, 95,9% desse total advém das mudanças no uso da terra, ou seja, o não-desmatamento.

A maior contribuição no total das emissões mitigadas, por bioma, se localiza no Cerrado, com uma participação de 52%. Para Transição, 28,5% e Amazônia, quase 19,8%. Logo, o Cerrado reduz ~ 0,23 milhões de GgCO₂, Transição, ~ 0,13 milhões de GgCO₂ e Amazônia, ~ 0,09 milhões de GgCO₂ (Gráfico 9). As emissões, por Estado, destacam-se, na redução, Mato Grosso e Goiás e, no aumento, São Paulo, vide o Gráfico 9. Se considerarmos as estimativas de emissões de gases de efeito estufa no Brasil, em 2019, o cenário permite uma redução de 20,6% das emissões observadas no país e, especificamente, em relação às emissões com o uso da terra e agropecuária, em 2019,

¹³⁰ As emissões foram transformadas de C para CO₂ a partir da equação: CO₂ = C*(44/12).

esse valor será de 22,9% de queda, considerando dados estimados das emissões de Observatório do Clima (2021).

No cenário A, há um incremento em aproximadamente 105,9% da produção de carne bovina em relação ao estimado em 2019. A taxa estimada da produtividade de @/ha, em 2019, é de 6,0. Com o incremento da taxa de lotação, a média na área de estudo, passa a ser quase 12,4 @/ha. Isso permite que, em média, haja receitas totais médias com a recuperação de pastagens, na ordem de R\$ 867,37/ha, aos preços de 2019. De acordo com a equação 16, em 2019, nas atuais condições das pastagens, em média, na área de estudo, o produtor obtém com a produção de carne uma receita aproximada de R\$ 417,92/ha. Com isso, a adição de receita mais que duplica (~107,5%). A nível municipal, o valor estimado foi de zero a R\$ 5.501,26/ha. Com o aumento da taxa de lotação para a sua capacidade de suporte potencial, dentro dos municípios, esse valor variou entre R\$ 260,07/ha e R\$ 2.596,01/ha. Logo, os custos adicionais têm que ser abaixo da receita adicional.

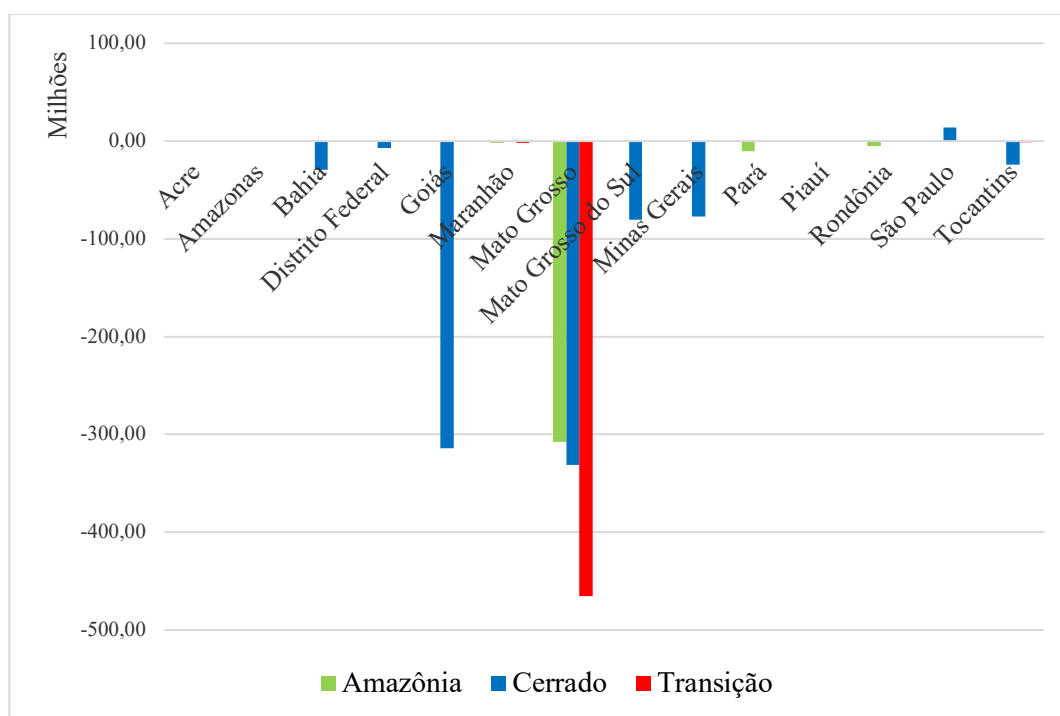


Gráfico 9 – Emissões, em milhões de GgCO₂, por bioma e por Estado.

Fonte: Elaboração própria.

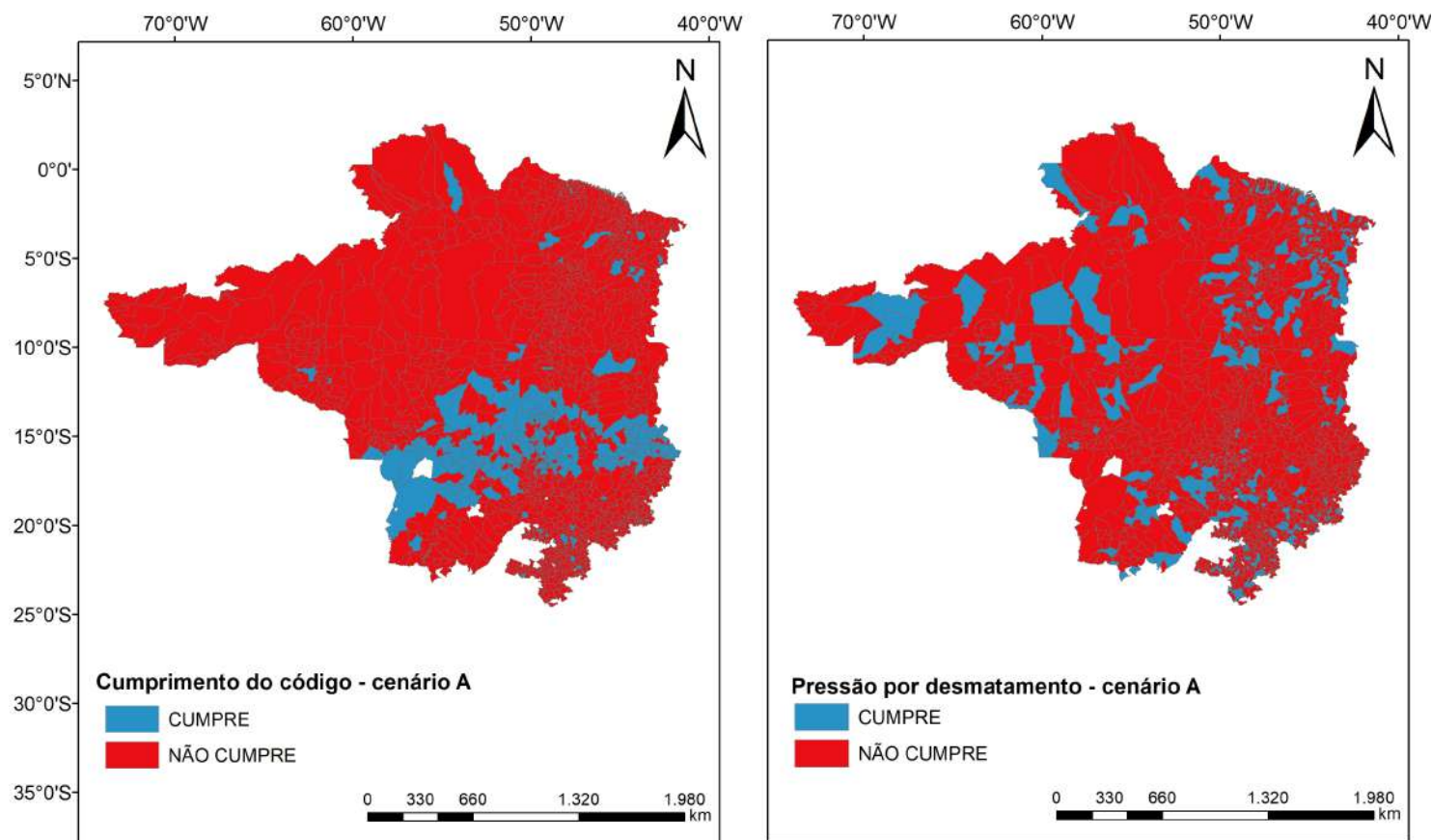


Figura 78 – Resultados do cenário A: cumprimento ou não do Código Florestal e pressão por desmatamento.

Fonte: Elaboração própria.

Os custos para recuperação da pastagem dependem do tipo de insumo para aplicar como calcário ou NPK, a quantidade de cada insumo, tipo de gramínea¹³¹. E, quanto mais distante dos grandes centros, mais elevados os custos.

Em Dias-Filho (2019), por exemplo, para Rio Branco, os custos para reformar as pastagens, dependendo da forrageira, variou entre R\$ 991,04/ha (*Brachiaria brizantha* cv. Xaraés) e R\$ 1.463,54/ha (*Brachiaria humidicola* cv. Llanero). Esse valor foi muito maior quando se faz uma reforma de uma pastagem degradada com capim-braquiário com plantio semi ou total mecanizado de mudas grama-estrela-roxa e amendoim-forrageiro, em Senador Guimard, outro município acreano. Estimou-se entre R\$ 1.806,06/ha e R\$ 2.010,78/ha.

No trabalho de Townsend et al. (2010), os autores propõem, para o bioma Amazônia, dependendo do nível de degradação, um custo variando de R\$ 350,00/ha a R\$ 2.250,00/ha.

Em Rodrigues Filho et al. (2009), para o Pará, estimou a recuperação com pastagem por meio de adubação fosfatada para três tipos de forrageiras (*Brachiaria humidicola*, *Brachiaria brizantha* cv. Marandu e *Panicum maximum* cv. Mombaça), cujo custo oscilou entre R\$ 320,00/ha e R\$ 784,85/ha. Para mesmas forrageiras, aplicando NPK, o valor foi de R\$ 512,50/ha a R\$ 972,20/ha.

No relatório do Observatório ABC (2017), estimou-se, para as áreas com maior nível de degradação de pastagem, um custo de recuperação de R\$ 2.086,00/ha e, nos outros casos, R\$ 1.779,00/ha.

No caso do Cerrado, cita-se, por exemplo, o trabalho de Aguiar et al. (2001), com sistemas intensivos em pastos melhorados, para três diferentes forrageiras (Tifton 85, Tanzânia e Mombaça), com os custos totais oscilando entre R\$ 1.175,00/ha e R\$ 1.353,00/ha.

¹³¹ Segundo Vilela et al. (1998), Oliveira & Barbosa (2014), Dias-Filho & Andrade (2019), a escolha da forragem depende do sistema de produção da carne, se é para fenação ou ensilagem, o perfil do rebanho e claro, os tipos de solo. Por exemplo, em solos de menor fertilidade, devem ser usadas forrageiras *Brachiaria humidicola*. Para média fertilidade, por exemplo, braquiária *brizantha* cv. Xaraés ou BRS piatã.

Diante disso, propôs-se um exercício de análise de quantos municípios com a receita adicional é capaz de arcar com os custos de recuperação das pastagens, em três diferentes faixas: R\$ 800/ha, R\$ 1.000/ha e R\$ 1.200/ha.

Mesmo com receitas adicionais, grande parte dos municípios não consegue obter valores acima de qualquer faixa de custos proposta.

Se for R\$ 800/ha, 47,8% do total de municípios na área de estudo consegue arcar com os custos nessa faixa. Sem a recuperação de pastagens, considerando somente a receita estimada em 2019, somente 13,2% do total de municípios.

Com custo de R\$ 1.000/ha, somente 394 municípios conseguem arcar com esse valor sugerido. Em 2019, somente com as receitas obtidas, apenas 172 municípios. E se aumentar mais R\$ 200/ha, esse número se reduz para 276 municípios capazes de recuperar as pastagens com recursos próprios nas condições propostas. Esse número era de 137 municípios, sem recuperação das pastagens e com taxa de lotação estimada de 2019.

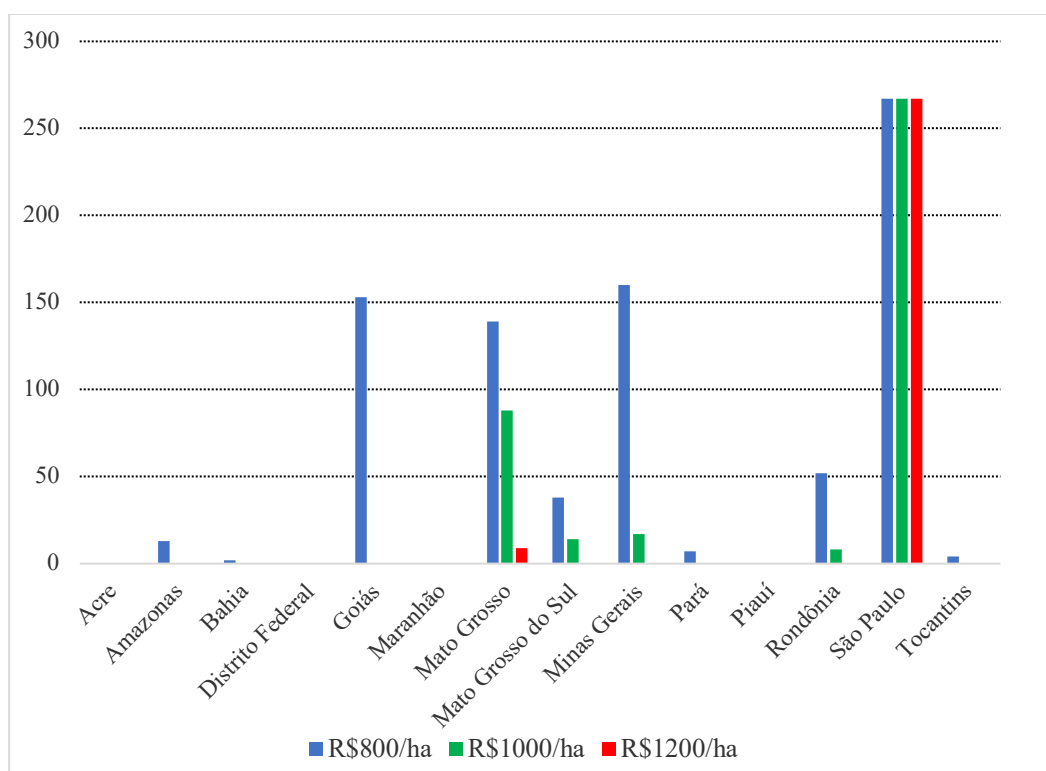


Gráfico 10 – Número de municípios capazes de arcar com a recuperação de pastagem a partir da receita adicional, por faixa de custo (R\$ 800/ha, R\$ 1.000/ha e R\$ 1.200/ha) – cenário A.

Fonte: Elaboração própria.

Logo, para recuperar as pastagens nos municípios da área de estudo, esmiuçando a equação 16 só é possível se: ampliar a taxa de desfrute ou o peso obtido com a carcaça. Outros fatores podem colaborar como: aumento do preço e menor perda de peso dentro da cadeia produtiva na medida em que quanto maior a persa, menor a margem de ganho com o preço da carcaça produzida após o abate. Todos esses parâmetros estão interligados a transformações na cadeia produtiva da carne via intensificação seja na fazenda, passando pela logística até o abate: aumento da taxa de natalidade dos animais e do peso do animal, melhoria da nutrição animal, aprimoramento genético.

Outra possibilidade é através, como já ocorre, do Plano ABC. Nesse caso, essa linha de financiamento tem que ser ampliada e mais incentivada.

E, por fim, uma sugestão é o pagamento pela manutenção da floresta como o pagamento por serviços ambientais, sancionado pela lei n. 14.119/21. Esse tipo de pagamento ajuda nos casos em que a intensificação permite o aumento da área florestal (*land saving*) ou nos locais com pressão pelo desmatamento quando existe a elevação da taxa de lotação (*rebound effect*).

Outra possibilidade é a aplicação de uma taxa de carbono. Ambas as possibilidades melhorariam a rentabilidade das atividades econômicas nos municípios e, conseqüentemente, para os proprietários.

O potencial gerado com esses incentivos será analisado no cenário A1. Nesse caso, toda a área destinada tanto para a agricultura quanto para a pecuária liberada com o aumento da taxa de lotação no município será usada para a restauração ecológica.

No cenário A1, não há alterações na produção de carne, nas emissões com as pastagens, na taxa de lotação, em @/ha, e as receitas versus os custos de recuperação das pastagens. Há mudança nas emissões com o uso da terra, em relação ao cenário anterior, adicionando as áreas liberadas pela agropecuária para a recuperação vegetal.

Logo, há um ganho total de quase 0,26 milhões GgCO₂, ao longo dos anos de restauração ou uma redução adicional do equivalente a 11,9% das emissões brasileiras vistas em 2019. Segundo Rozendall et al. (2019), a área reflorestada pode demorar até 20 anos para recuperar 80% da sua biodiversidade e a recuperação total, em média, demora 50 anos. Logo, a redução das emissões com o não-desmatamento é imediata e com a restauração demanda mais tempo.

Totalizando, assim, nesse cenário um potencial de mitigação equivalente a 32,5% das emissões brasileiras de 2019 com recuperação de pastagem mais restauração da vegetação nativa. Quando se examina o impacto sobre as emissões com agropecuária e uso da terra no Brasil, no mesmo ano, essas medidas são capazes de mitigar ao longo do tempo um montante equivalente a quase 36,1% das emissões.

Outra mudança em relação ao cenário A é a configuração do uso da terra com a adição das novas áreas liberadas para área total de floresta no município. A adição da floresta aumenta para 4,3% a área destinada para a floresta (Figura 79), um incremento de aproximadamente 3,9% em relação ao cenário A. Não há modificações nas áreas agrícola e de pastagem em relação ao cenário A. Relembrando que essa área utilizada para a restauração no cenário anterior não foi destinada a nenhum uso.

Na Figura 80, observa-se que 26,2% do total dos municípios contribui com áreas potenciais para a restauração ecológica, espalhados pelos seguintes Estados: Acre (4,5%), Bahia (15,6%), Goiás (75,2%), Mato Grosso (60%), Mato Grosso do Sul (5,4%), Minas Gerais (40,7%), Piauí (7,4%), Rondônia (1,9%), Tocantins (7,9%), São Paulo (9,7%), além do Distrito Federal.

Por bioma, 416 municípios no Cerrado têm possibilidade de contribuir com mais área de floresta e, para Amazônia e Transição, 21 municípios para cada um.

Na mesma Figura, tem-se também os municípios que conseguem atingir a meta do Código Florestal. Se, no cenário A, eram 282 municípios, no A1, esse valor passa para 458 municípios com isso, 26,2% do total de municípios presentes na área de estudo. Um crescimento na ordem de 38,4% de municípios que cumprem a Lei de Proteção da Vegetação Nativa em relação ao cenário A.

Em relação aos Estados, destacam-se Goiás (~77,2%) e Mato Grosso (~57,1%) com maiores ganhos de área florestal. Mesmo com a restauração ecológica e recuperação das pastagens degradadas, nenhum município localizado no Amazonas, Pará e Rondônia consegue cumprir a meta estabelecida pela Código Florestal.

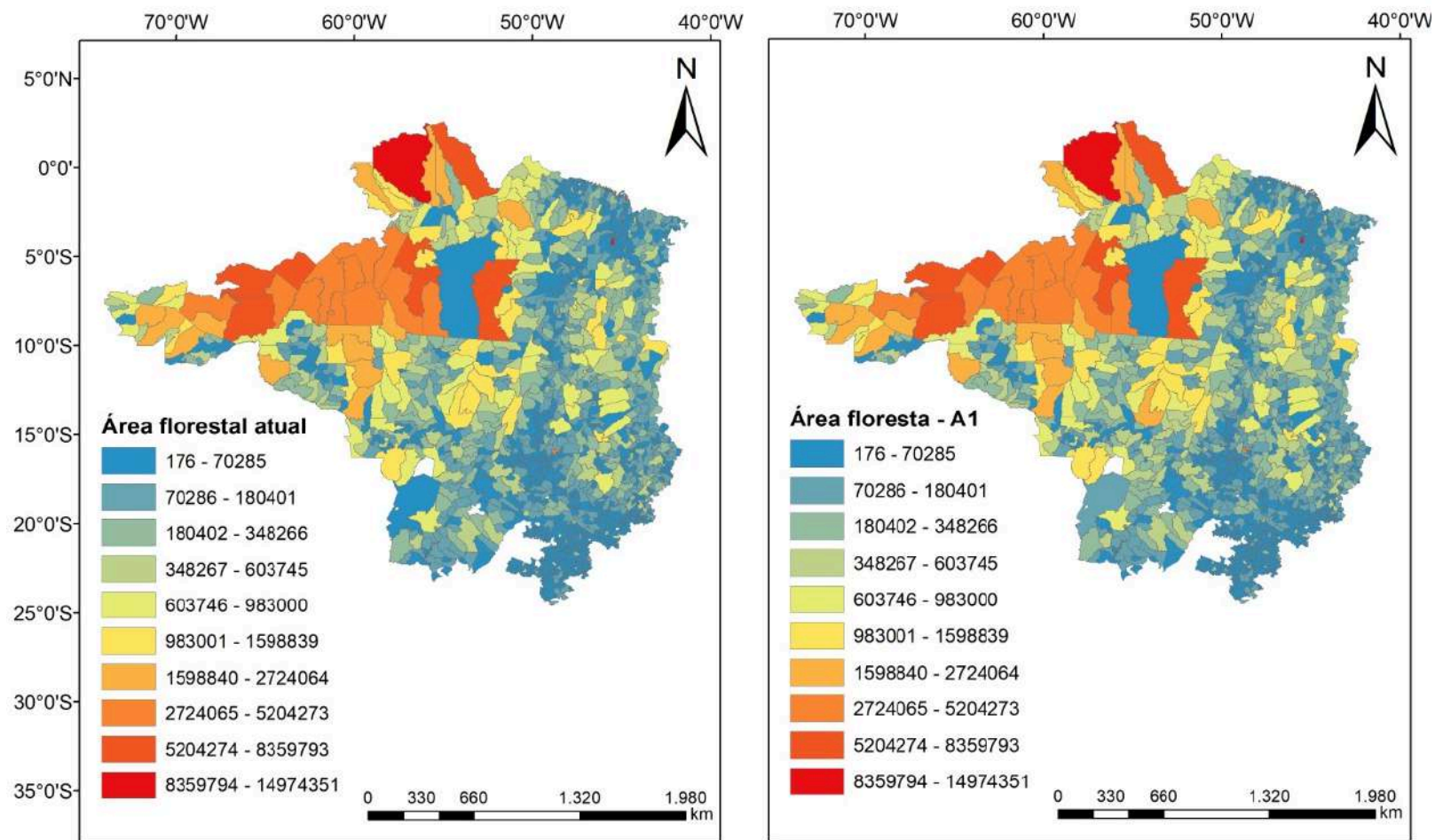


Figura 79 – Comparação entre as áreas de floresta em 2019 e no cenário A1.

Fonte: Elaboração própria.

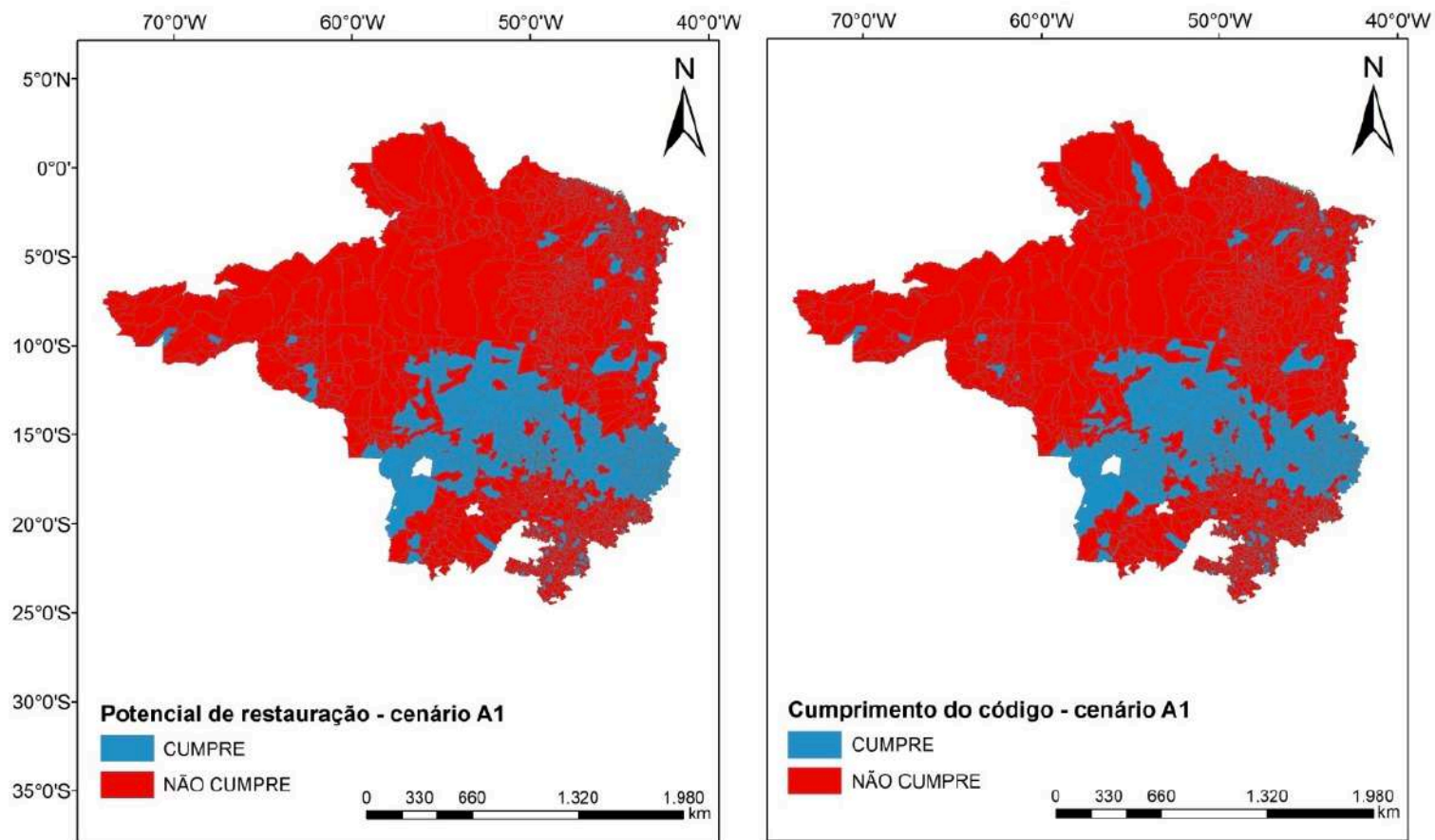


Figura 80 – Potencial de restauração ecológica e o cumprimento do Código Florestal – cenário A1.

Fonte: Elaboração própria.

Para estimar os custos da restauração para as áreas de estudo, a partir dos quase 450 municípios, serão considerados todos os tipos possíveis de restauração da vegetação nativa, por bioma, segundo a publicação de Benini & Adeodato (2017).

De acordo com os autores, os custos, exemplificados pela Tabela abaixo, podem mudar diante de duas condições: favorável ou desfavorável para ocorrência da restauração.

Custo total da restauração florestal em R\$/ha				
Cenário - condições ambientais favoráveis	Tipo de restauração	Amazônia	Cerrado	Transição
	Plantio Total (mudas)	7.430,00	8.095,00	7.762,50
	Condução da regeneração natural	1.642,00	1.522,00	1.582,00
	Regeneração natural	180,00	180,00	180,00
	Plantio Total (sementes)	2.258,00	8.618,00	5.438,00
	Adensamento/Enriquecimento (mudas)	3.191,00	3.400,00	3.295,50
	Adensamento/Enriquecimento (sementes)	1.120,00	299,00	709,50
Cenário - condições ambientais desfavoráveis ^d	Tipo de restauração	Amazônia	Cerrado	Transição
	Plantio Total (mudas)	17.492,00	22.117,00	19.804,50
	Condução da regeneração natural	2.385,00	3.188,00	2.786,50
	Regeneração natural	180,00	180,00	180,00
	Plantio Total (sementes)	9.116,00	27.279,00	18.197,50
	Adensamento/Enriquecimento (mudas)	6.937,00	13.772,00	10.354,50
	Adensamento/Enriquecimento (sementes)	3.743,00	10.131,00	6.937,00

Tabela 30 – Custos para as condições favorável e desfavorável, em diferentes tipos de restauração – biomas Amazônia, Transição e Cerrado, em R\$/ha.

Fonte: Elaboração própria a partir de Benini & Adeodato (2017).

Nota: (a) Foram estimados os custos considerando somente formações florestais.

(b) Para transição, foi feita a média dos custos da Amazônia e do Cerrado.

(c) Condições ambientais favoráveis assumem condições mais amenas, com quantidade relativamente menor de atividades e de insumos (Benini & Adeodato, 2017).

(d) Nas condições desfavoráveis, existem mais dificuldades tais como: degradação do solo, menor escala de trabalho, dificuldade de acesso, impossibilidade de mecanização, ausência de regenerantes e cobertura atual. Com isso, maiores atividades e insumos serão aplicadas (Benini & Adeodato, 2017).

(e) Foi dado o mesmo valor das condições ambientais desfavoráveis, já que não esse dado na publicação.

Com isso, a partir desses custos e usando as áreas agropecuárias liberadas para a restauração ecológica, com regeneração natural, os custos totais, em bilhões de reais, são estimados em, aproximadamente, 2,82, os menores em relação aos outros tipos propostos. Os custos mais elevados ocorrem, em condições desfavoráveis, com plantio total com sementes, quase 391,6 bilhões de reais, como mostra a Tabela 31.

Portanto, o uso da área liberada permite um incremento de cerca de 15,7 milhões de hectares de vegetação florestal, nos biomas Cerrado e Amazônia, a um valor mínimo, entre R\$ 10,87 /tCO₂ e R\$ 1.507,48/tCO₂.

De acordo com MMA (2017), com a restauração de 12 milhões de florestas, seria possível criar 191 mil empregos diretos por ano. Nesse caso, usando essa estimativa como base, é possível gerar um pouco mais de 249 mil empregos, recuperando cerca de 15,7 milhões de hectares no cenário A1.

<i>Custo total da restauração florestal (em milhões de reais) - Cenário A1</i>					
Cenário - condições ambientais favoráveis	Tipo de restauração	Amazônia	Cerrado	Transição	Total
	Plantio Total (mudas)	7.362,91	102.761,12	15.494,45	125.618,48
	Condução da regeneração natural	1.627,17	19.320,87	3.157,77	24.105,82
	Regeneração natural	178,37	2.284,99	359,29	2.822,66
	Plantio Total (sementes)	2.237,61	109.400,29	10.854,60	122.492,50
	Adensamento/Enriquecimento (mudas)	3.162,19	43.160,94	6.578,03	52.901,16
	Adensamento/Enriquecimento (sementes)	1.109,89	3.795,62	1.416,21	6.321,72
Cenário - condições ambientais desfavoráveis	Tipo de restauração	Amazônia	Cerrado	Transição	Total
	Plantio Total (mudas)	17.334,05	280.761,91	39.531,07	337.627,03
	Condução da regeneração natural	2.363,46	40.469,73	5.562,03	48.395,23
	Regeneração natural	178,37	2.284,99	359,29	2.822,66
	Plantio Total (sementes)	9.033,68	346.290,38	36.323,39	391.647,45
	Adensamento/Enriquecimento (mudas)	6.874,36	174.827,19	20.668,25	202.369,81
	Adensamento/Enriquecimento (sementes)	3.709,20	128.606,91	13.846,70	146.162,81

Tabela 31 – Custos totais para as condições favorável e desfavorável, em diferentes tipos de restauração para toda a área liberada no uso agropecuário no cenário A1, em milhões de reais.

Fonte: Elaboração própria.

▪ Cenário B

Nesse cenário, a taxa de lotação é a mesma para todos os municípios, já que todos aplicam sistema integrados com lavoura e pecuária¹³².

A integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) é um sistema de produção que integra os componentes agrícola, florestal e/ou pecuário, em rotação, sucessão ou consórcio. Esses sistemas são considerados modelos sustentáveis cujo princípio é o uso melhor dos recursos existentes dentro da propriedade rural. No caso da tese, o sistema proposto ILP é também denominado de sistema agropastoril. (Balbino et al. 2011; Dias-Filho & Ferreira, 2013; Almeida et al., 2016; Bungenstab et al. 2019; Skorupa & Manzatto, 2019).

Outra vantagem desse sistema é a diversificação das receitas, aumentando a rentabilidade por hectare, diminuindo o impacto gerado com choques econômicos (menor risco financeiro) – variação dos preços tanto do produto gerado quanto dos insumos – ou climáticos, cada vez mais frequentes e com alto impacto na agricultura.

Além disso, é capaz de recuperar as pastagem degradadas, melhorar o bem-estar animal, otimizar e intensificar a ciclagem de nutrientes do solo, melhorar a qualidade e a conservação das características do solo, ser implementado em diferentes tipos de propriedade (pequena, média e grande), controlar mais eficientemente pragas e doenças nas pastagens e menor necessidade de uso de agrotóxicos, fixar o homem e permitir maior inserção social via geração de empregos e renda no campo, entre outros (Macedo, 2001; Mello et al., 2004; Villela et al., 2008; Macedo, 2009; Balbino et al., 2011; Kichel et al., 2011; Bungenstab, 2012; Bungenstab et al. 2019; Skorupa & Manzatto, 2019).

Entretanto, esse tipo de sistema possui algumas desvantagens. Citam-se, por exemplo, exigência de maior qualificação dos funcionários e melhor gestão das propriedades, maior necessidade de investimento financeiro na atividade, maior aporte em infraestrutura como energia, armazenamento, transporte, máquina e equipamentos, disponibilidade de volume de capital financeiro para investimento ou acesso ao crédito

¹³² Não foi proposto sistemas integrados com o componente florestal, já que grande parte da integração, em larga escala, já ocorre com ILP no país. De acordo com Rede ILPF da Embrapa, 83% das propriedades que adotam esse sistema empregam a integração lavoura-pecuária, 9%, sistema agrossilvipastoril (ILPF), 7%, combinação de floresta e apenas 1% lavoura-floresta. Estima-se que cerca de 17,4 milhões de hectares possui algum desses tipos de integração (Rede ILPF, 2021).

(Balbino et al., 2011; Bungenstab, 2012; Bungenstab et al. 2019). Assim, polos agropecuários consolidados ou em expansão permitem uma maior facilidade de implementar sistemas mais intensivos.

Aqui se faz uma ressalva feita por Skorupa & Manzatto (2019); na Amazônia, há áreas com predomínio da atividade pecuária e dificilmente o sistema integrado será oportunizado pelos produtores rurais. Isso pode ocorrer eventualmente. E, mais, como sublinham os autores:

“A região Amazônica sofre fortes pressões devido aos interesses econômicos diversos, como a exploração de recursos naturais e a expansão agropecuária. Entretanto, observa-se uma tendência à relativa homogeneização no uso das tecnologias que envolvem os sistemas integrados para a recuperação de áreas alteradas. Esse processo é mais evidente nas regiões de fronteira agrícola relativamente consolidada. Nesse contexto, as restrições legais à expansão de novas fronteiras agrícolas, sobretudo em áreas de florestas, e a disponibilidade de imensas áreas degradadas e improdutivas na região constituem-se como grande oportunidade para a implementação de sistemas integrados.” (Skorupa & Manzatto, 2019, p. 60).

Considerando todas as restrições, o cenário B é dado como possível em toda a área de estudo, já que grande parte dos municípios está próximo ou dentro de polos agropecuários consolidados ou em franca expansão, com ampliação e melhoria de infraestrutura – a pavimentação e manutenção de rodovias, ferrovias, portos e hidrovias – tais como: a estrada de Ferro Carajás, as rodovias BR-158 (Redenção-Barra das Garças), BR-010 (Belém-Brasília) e BR-364 (São Paulo-Cruzeiro do Sul).

Assim, o cenário B permite uma redução de pastagem dentro da área de estudo em torno de 17,6%, ao mesmo tempo que aumenta as áreas agrícolas e de floresta, respectivamente, em 9,4% e 7,9%.

Com isso, as estimativas desse cenário permitem incrementar em, aproximadamente, 28,7 milhões de hectares de floresta e em 3,46, de agricultura e reduzir em cerca de 20 milhões de hectares de pastagem dentro da área de estudo.

Comparando as novas áreas de floresta entre os cenários A e B, nota-se que, com sistema ILP, há um aumento de quase 5,25 milhões de área florestal em comparação ao sistema com recuperação das pastagens (Gráfico 11). Isso se deve ao impacto gerado com o aumento da produtividade dos grãos e uma taxa média de lotação um pouco mais elevada ($UA = 4,0$) se comparada com a do cenário A ($UA = 3,3$).

Entretanto, nota-se uma queda na área destinada à floresta no bioma Amazônia de quase 2,19 milhões de hectares no cenário B em relação ao A. O Cerrado diminui esse impacto com incremento de vegetação nativa em um pouco menos de 6,78 milhões de hectares, assim como Transição, com 0,65 milhões de hectares a mais de floresta (Gráfico 11).

Em relação aos Estados, observa que sistemas ILP com taxa de lotação animal em 4,0 UA/ha e elevação em 5% da produtividade impactam em grande redução da área florestal, sobretudo, no Amazonas (~ 0,67 milhões de hectares), Pará (~0,82 milhões), Rondônia (~0,25 milhões) e Acre (~0,18 milhões). Em contrapartida, isso não é visto no Mato Grosso, São Paulo, Goiás e Mato Grosso do Sul, com aumento aproximado, respectivamente, de 3,15, 2,13, 1,64 e 1,24 milhões de hectares (Gráfico 11).

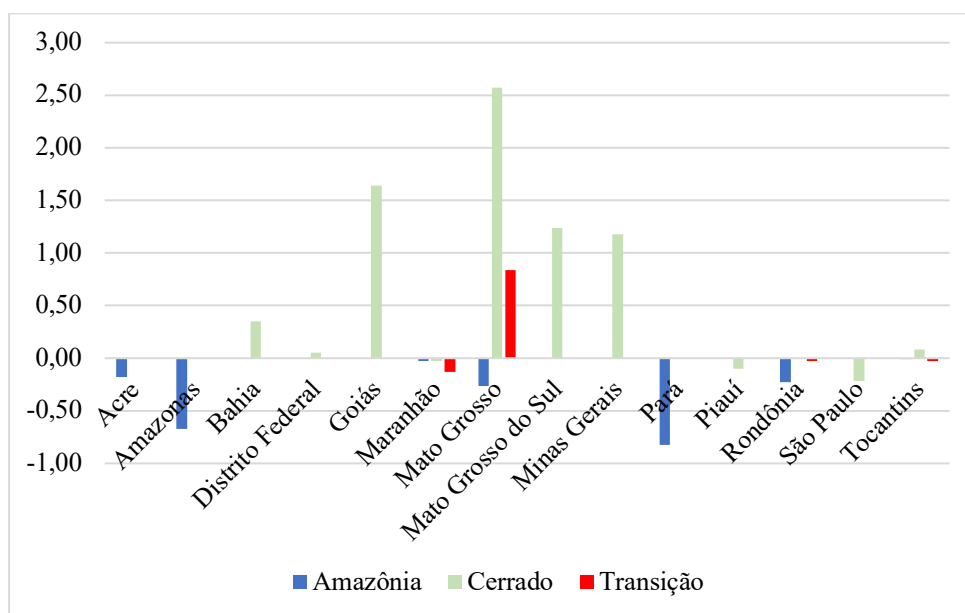


Gráfico 11 – Variação da área florestal comparando o cenário B em relação ao cenário A, por Estado e por bioma, em milhões de hectares

Fonte: Elaboração própria.

Comparando às áreas agrícolas finais nos dois cenários, há um aumento de 1,1 milhões de hectares para o uso de cultivo de grãos graças ao sistema agropastoril (Gráfico 12).

As Unidades da Federação que mais se destacam são, na comparação dos cenários, Mato Grosso (~0,29 milhões de hectares) e São Paulo (~ 0,24 milhões de hectares) com

as maiores expansões e somente um Estado teve retração da área agrícola, Rondônia (<0,01 milhões de hectares) (Gráfico 12).

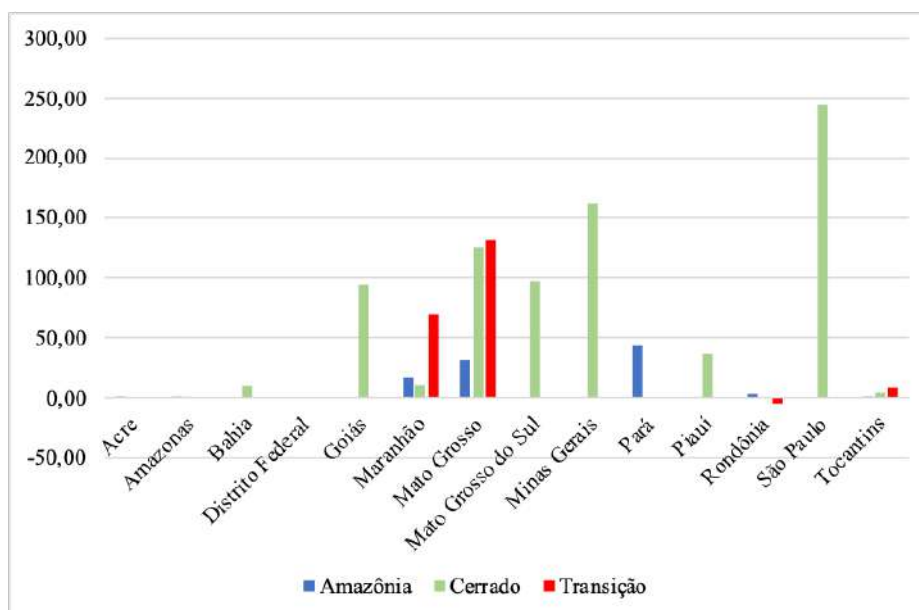


Gráfico 12 – Variação da área agrícola comparando o cenário B em relação ao cenário A, por Estado e por bioma, em milhões de hectares

Fonte: Elaboração própria.

E, por fim, na comparação entre as áreas de pastagem entre os dois cenários, há uma redução ainda maior dessa variável, na ordem de 2,7 milhões de hectares, significando que o sistema mais intensivo libera mais área de pastagem e pode aumentar as áreas agrícola e/ou de floresta.

De acordo com o Gráfico 13, a maior queda na área destinada para pastagem ocorre no Cerrado (~2,4 milhões), seguido pela Transição (~0,27 milhões), porém isso não ocorre na Amazônia cuja expansão é de <0,1 milhões de hectares. O Estado de Minas Gerais é o que mais aumenta suas áreas de pastagem com a aplicação de sistema ILP diante do cenário de mudanças no uso da terra visto entre 2004-2019. Há uma queda considerável de 1,22 milhões de hectares no Mato Grosso e de 1,28, em Goiás (Gráfico 13).

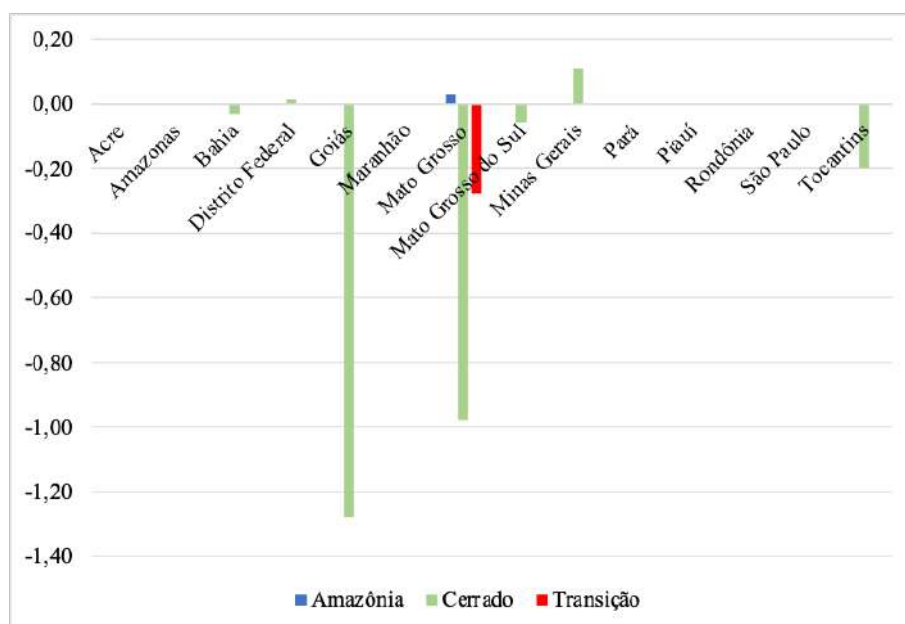


Gráfico 13 – Total de área de pastagem, reduzida ou ampliada, no cenário B em relação ao cenário A, por Estado e por bioma, em milhões de hectares.

Fonte: Elaboração própria.

De maneira geral, sistema ILP possibilita uma taxa de lotação de 15,03@/UA e uma redução de 0,49 milhões de GgCO₂, valor superior ao observado no cenário A (0,45 milhões). Com isso, esse sistema é capaz de diminuir o equivalente a 24,9% das emissões estimadas com uso da terra e agropecuária no Brasil, em 2019, ou 22,5% do total das emissões no país (Observatório do Clima, 2021).

Na Figura 81, no mapa de cumprimento ou não do Código Florestal, não existe mudanças no número de municípios em relação ao cenário A, sendo a maior parte em Goiás (155), Minas Gerais (67) e Mato Grosso (57). Há um ganho de área florestal em 24,3% dos municípios, mesma percentagem e os mesmos municípios vistos no cenário A.

A grande diferença está na questão do desmatamento. Prosseguindo na análise, a pressão para desmatamento aumenta com a inserção de sistemas ILP na área de estudo. Quase 26,7% dos municípios têm propensão a reduzir sua área florestal original com maior intensificação da pecuária.

Logo, a mudança no sistema não aumenta o número de municípios com mais área destinada à floresta, porém aumenta o número de municípios que pressionam para

desmatar. Isso se deve pelo efeito rebote causado pela inclusão da atividade agrícola e um ligeiro incremento da taxa de lotação com maior impacto na Amazônia. No cenário A, eram 309 municípios favoráveis ao desmatamento e no B, 467 municípios. 103 municípios a mais no Cerrado, 18, na região de Transição e 37, no bioma Amazônia.

Em relação aos ganhos adicionais obtidos, agora com duas fontes de receitas – carne bovina e grãos, a grande vantagem deste tipo de sistema intensivo se confirma na análise com três faixas de custos como aplicadas no cenário A.

65,1% do total de municípios consegue custear o custo de R\$ 800,00/ha. Com o custo de R\$ 1.000/ha, 532 municípios conseguem custear o novo sistema com recursos gerados com a atividade e, com acréscimo de mais de R\$ 200,00/ha, todos os municípios paulistanos estão incluídos e mais quatro municípios presentes no Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Acre, Maranhão e Piauí não possuem nenhum município capaz com a receita adicional arcar com os custos por hectare para implementar a integração lavoura-pecuária (Gráfico 14).

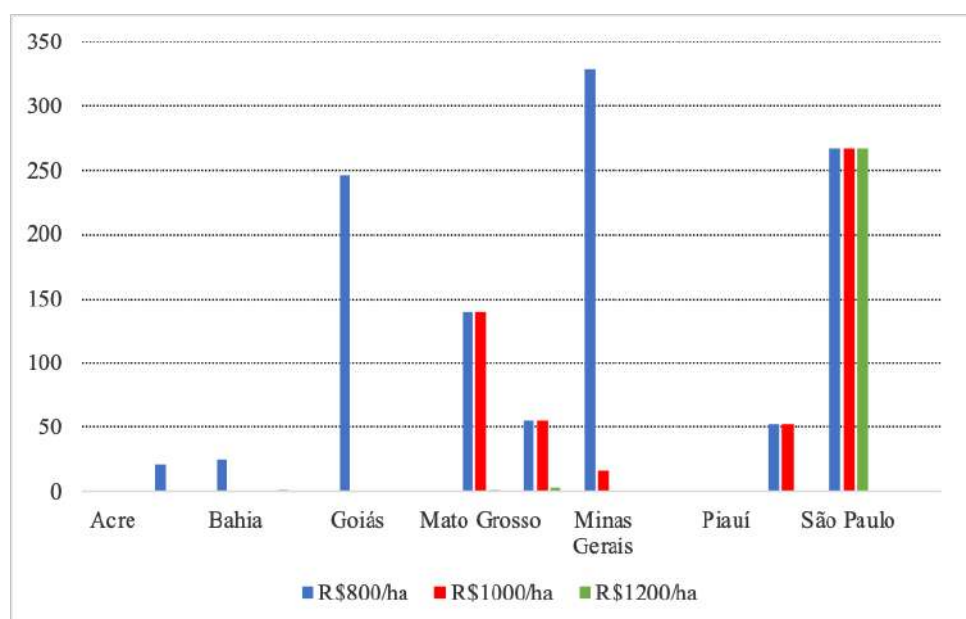


Gráfico 14 – Número de municípios capazes de arcar com a recuperação de pastagem a partir da receita adicional, por faixa de custo (R\$ 800/ha, R\$ 1.000/ha e R\$ 1.200/ha) – cenário B

Fonte: Elaboração própria.

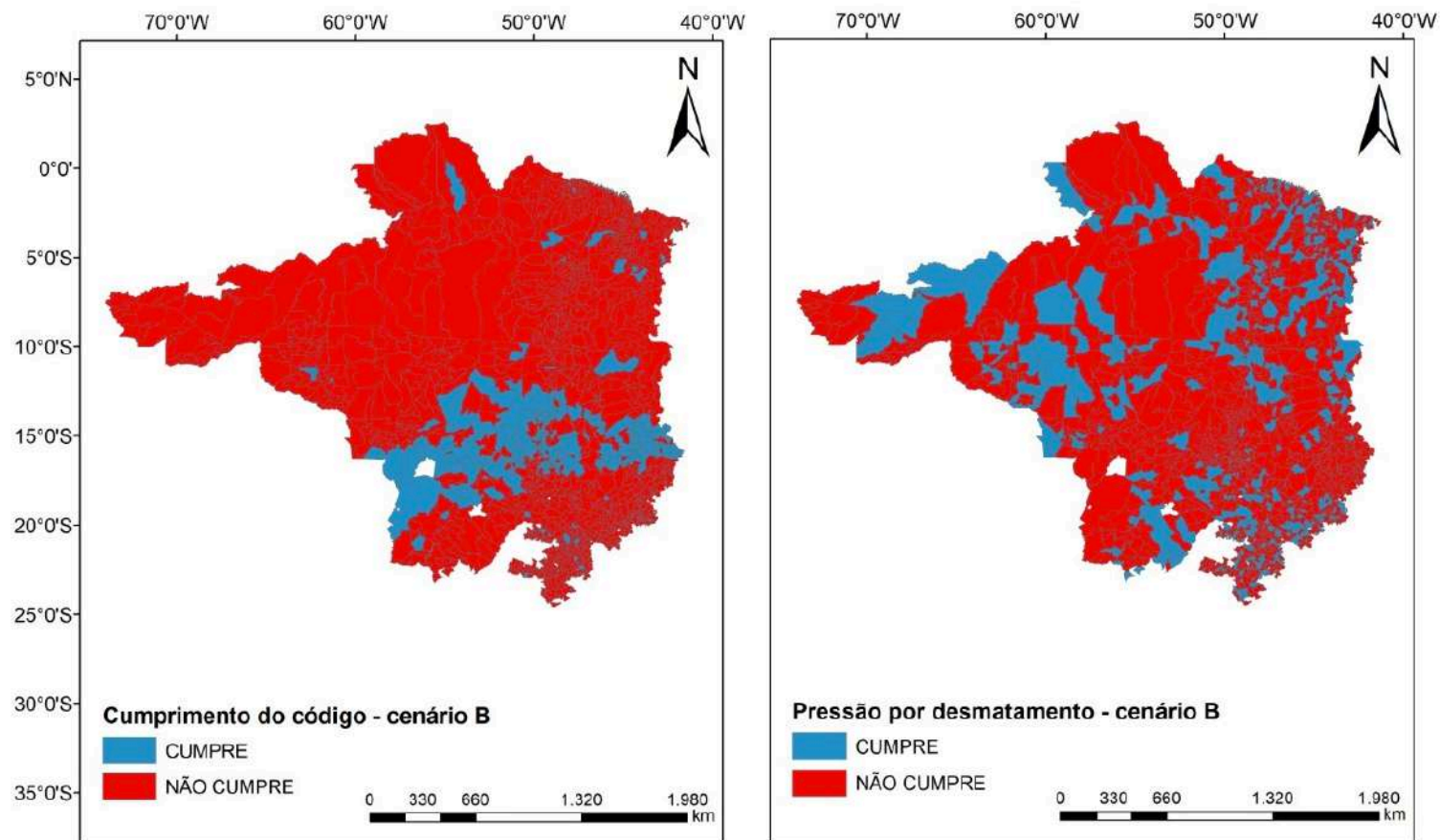


Figura 81 – Resultados do cenário B: cumprimento ou não do Código Florestal e pressão por desmatamento.
Fonte: Elaboração própria.

No último cenário proposto – sistema agropastoril e restauração ecológica – o número de municípios ($n = 484$) com potencial de restauração aumenta em comparação ao cenário A (Figura 82).

As emissões mitigadas são maiores, um ganho adicional de 0,03 GgCO₂. Com isso, neste cenário, 39,8% das emissões com pecuária e uso da terra tem potencial de serem reduzidas com duas políticas simultâneas: uma de curto prazo, a intensificação da pecuária de corte e a outra de longo prazo, a restauração da vegetação nativa.

A estimativa de área florestal majorada no cenário B1 é 17,95 milhões de hectares, um aumento de 14,5% em relação ao cenário A e um incremento em quase 5% da área florestal mensurada em 2019 (Figura 83).

Assim como no cenário A, a restauração tem potencial de criar quase 285 mil empregos diretos. Logo, neste cenário, há um acréscimo de aproximadamente em 36 mil empregos. Ambos os cenários mostram que a atividade pecuária pode colaborar com criação de empregos verdes e ser uma atividade ainda mais ambientalmente favorável.

Finalmente, os custos da restauração variam de R\$ 5,74/tCO₂ (regeneração natural), totalizando um custo acima de 1,67 bilhões de reais a \$ 731,46/tCO₂ (plantio de sementes, em condições desfavoráveis), fazendo um custo na ordem de 212,92 bilhões de reais (Tabela 32).

Logo, todos os cenários propostos são potenciais alternativas interessante, ambiental, social e economicamente, para implementar sistemas mais intensivos com ou sem restauração ecológica.

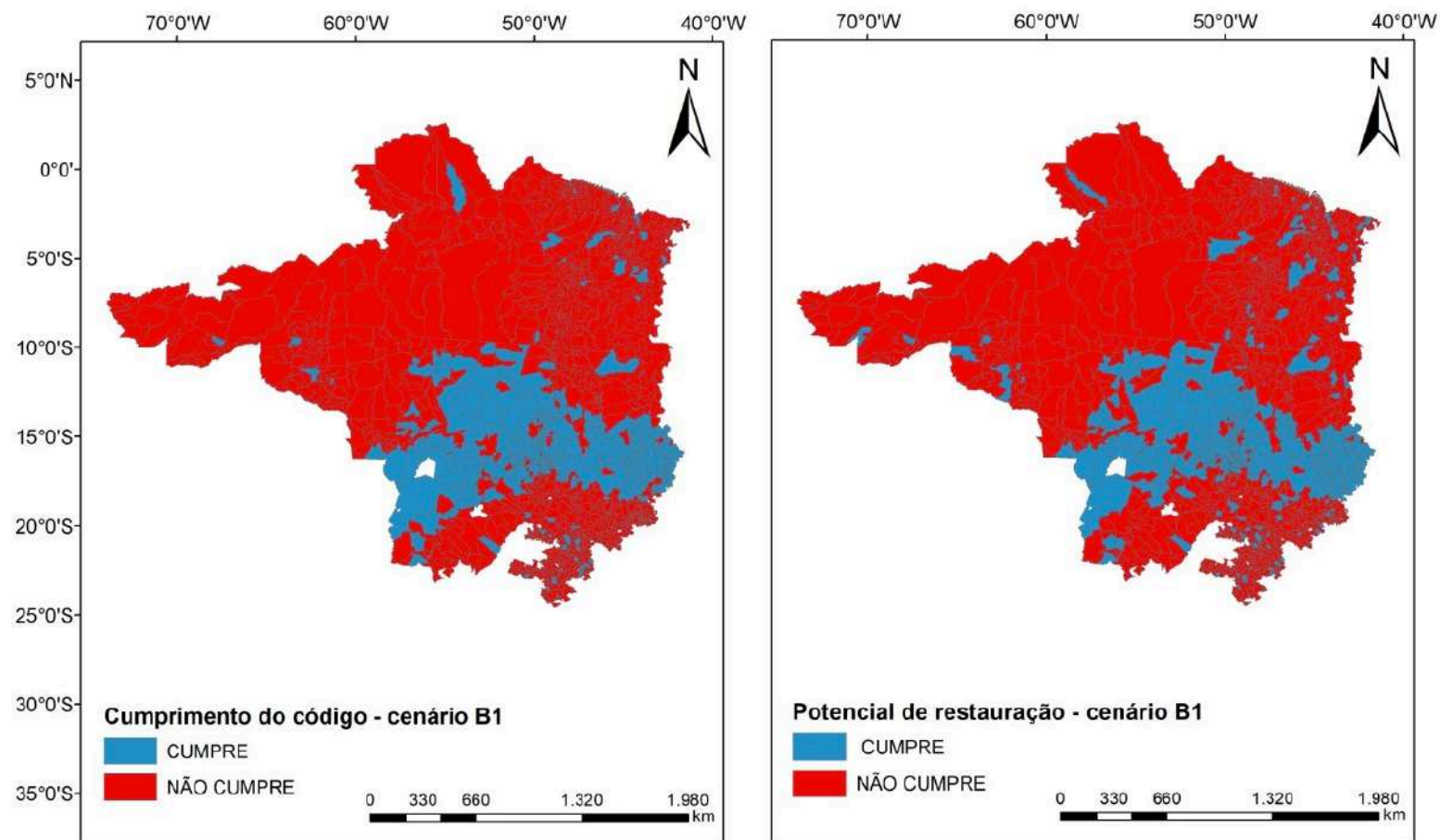


Figura 82 – Resultados do cenário B1: cumprimento ou não do Código e potencial de restauração ecológica.
Fonte: Elaboração própria.

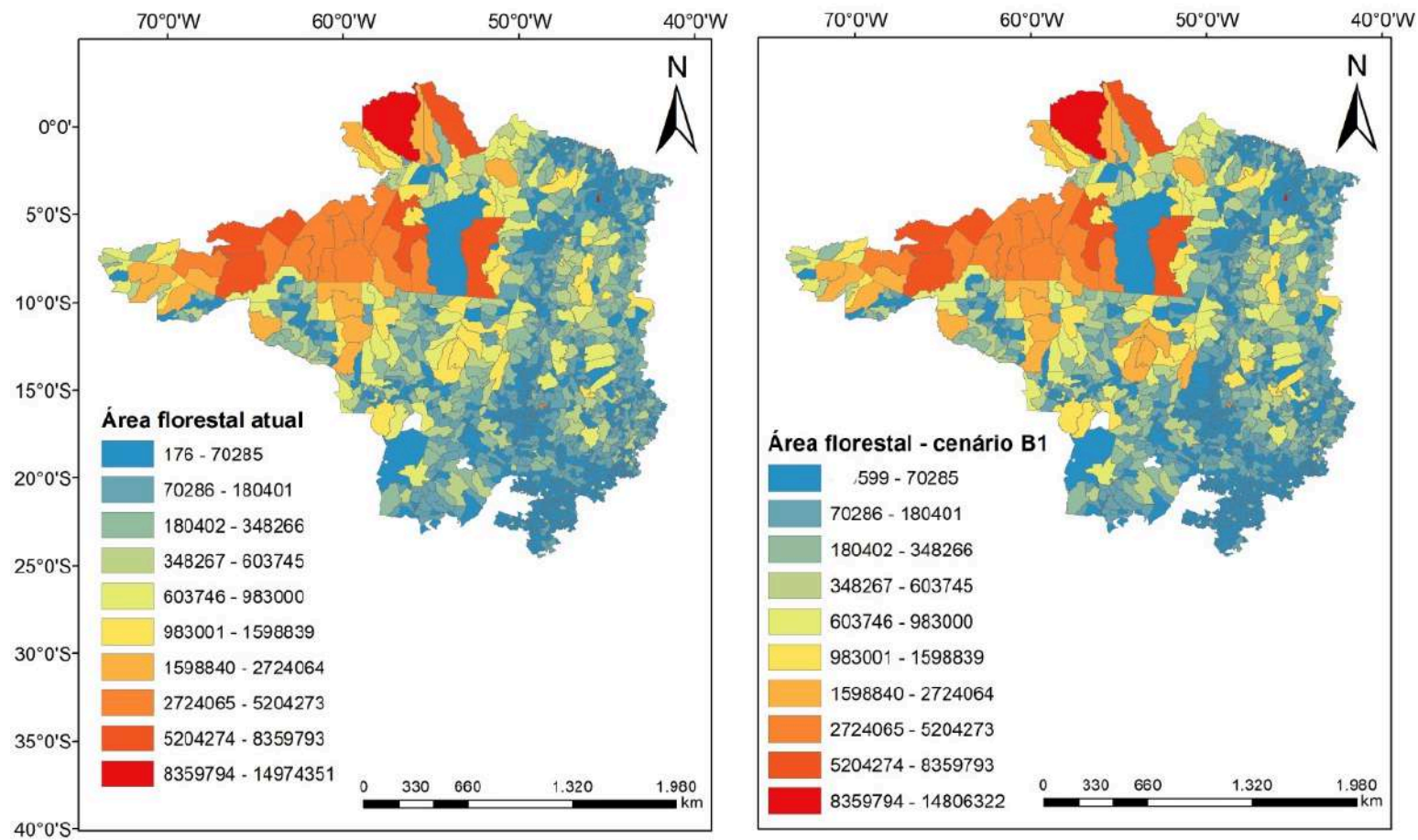


Figura 83 – Comparação entre as áreas de floresta em 2019 e no cenário B1.

Fonte: Elaboração própria.

<i>Custo total da restauração florestal (em milhões de reais) - Cenário B1</i>					
Cenário - condições ambientais favoráveis	Tipo de restauração	Amazônia	Cerrado	Transição	Total
	Plantio Total (mudas)	13.432,68	53.793,90	6.466,12	73.692,69
	Condução da regeneração natural	2.968,57	10.114,18	1.317,80	14.400,55
	Regeneração natural	325,42	1.196,16	149,94	1.671,52
	Plantio Total (sementes)	4.082,23	57.269,40	4.529,82	65.881,46
	Adensamento/Enriquecimento (mudas)	5.769,00	22.594,10	2.745,13	31.108,23
	Adensamento/Enriquecimento (sementes)	2.024,85	1.986,95	591,01	4.602,81
Cenário - condições ambientais desfavoráveis	Tipo de restauração	Amazônia	Cerrado	Transição	Total
	Plantio Total (mudas)	31.623,75	146.974,63	16.497,04	195.095,41
	Condução da regeneração natural	4.311,84	21.185,29	2.321,14	27.818,27
	Regeneração natural	325,42	1.196,16	149,94	1.671,52
	Plantio Total (sementes)	16.480,80	181.277,79	15.158,41	212.917,00
	Adensamento/Enriquecimento (mudas)	12.541,39	91.519,40	8.625,24	112.686,02
	Adensamento/Enriquecimento (sementes)	6.766,96	67.323,77	5.778,48	79.869,22

Tabela 32 – Custos totais para as condições favorável e desfavorável, em diferentes tipos de restauração para toda a área liberada no uso agropecuário no cenário B1, em milhões de reais.

Fonte: Elaboração própria.

A última análise proposta é comparar os cenários A, A1, B, B1, em relação aos ganhos ambientais – aumento da área florestal e queda nas emissões de gases de efeito estufa – e econômicos – receita adicional.

Considerando somente o ganho com o aumento da área florestal, conforme mostra a Figura 84, existe a preferência, para maioria dos municípios da área de estudo, pelo sistema de recuperação da pastagem degradada, já que o sistema ILP diminui o efeito positivo do efeito poupa com a inserção do componente agrícola. Assim, o aumento da produtividade tem um efeito rebote, considerando o que foi observado entre o período 2004-2019.

Em relação às emissões mitigadas com os novos sistemas intensivos, nota-se uma preferência pelo sistema ILP, para cerca de 53,1% do total de municípios localizados na área de estudo (Figura 84). A escolha pelo cenário B acontece em boa parte dos municípios presentes no Cerrado e pelo cenário A, em grande parte dos municípios na Amazônia.

O ganho econômico é melhor para grande parte da área de estudo no cenário B, devido à diversificação de receitas com ganhos tanto com grãos quanto com carne bovina (Figura 85). A diversificação da atividade agropecuária é uma ótima opção para tornar a pecuária de corte mais rentável e contribui, como citado no parágrafo acima, de forma significativa o meio ambiente, em particular, nas emissões de gases de efeito estufa.

Para o ganho ambiental, a maior parte dos municípios precisam decidir se preferem sistemas com maior ganho com áreas florestais ou com maior redução dos gases de efeito estufa (Figura 85). Quando é possível ter redução de emissões e aumento da área florestal, 56,3% escolhem o cenário A ao invés do cenário B e 174 municípios preferem implementar sistemas ILP.

E, por fim, considerando tanto as receitas adicionais, os ganhos florestais e as emissões evitadas, nota-se que, ao contrário do propalado de que crescimento e natureza não podem ser convergentes, 10,5% do total dos municípios da área de estudo consegue obter tanto ganhos econômicos quanto ambientais, com a predominância de casos favoráveis ao uso de sistemas ILP (Figura 86).

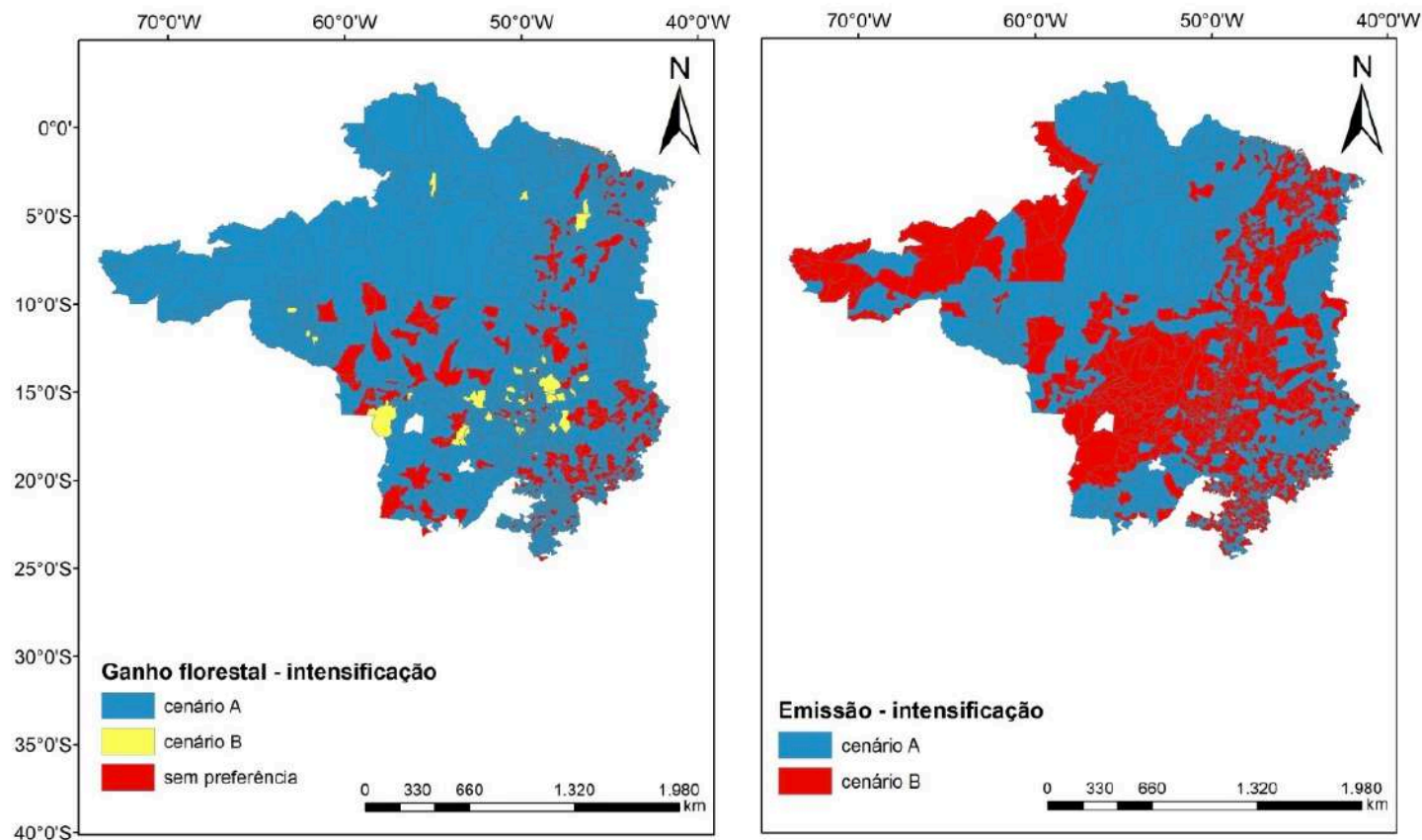


Figura 84 – Comparação entre os cenários A e B para ganho florestal e emissões evitadas.

Fonte: Elaboração própria.

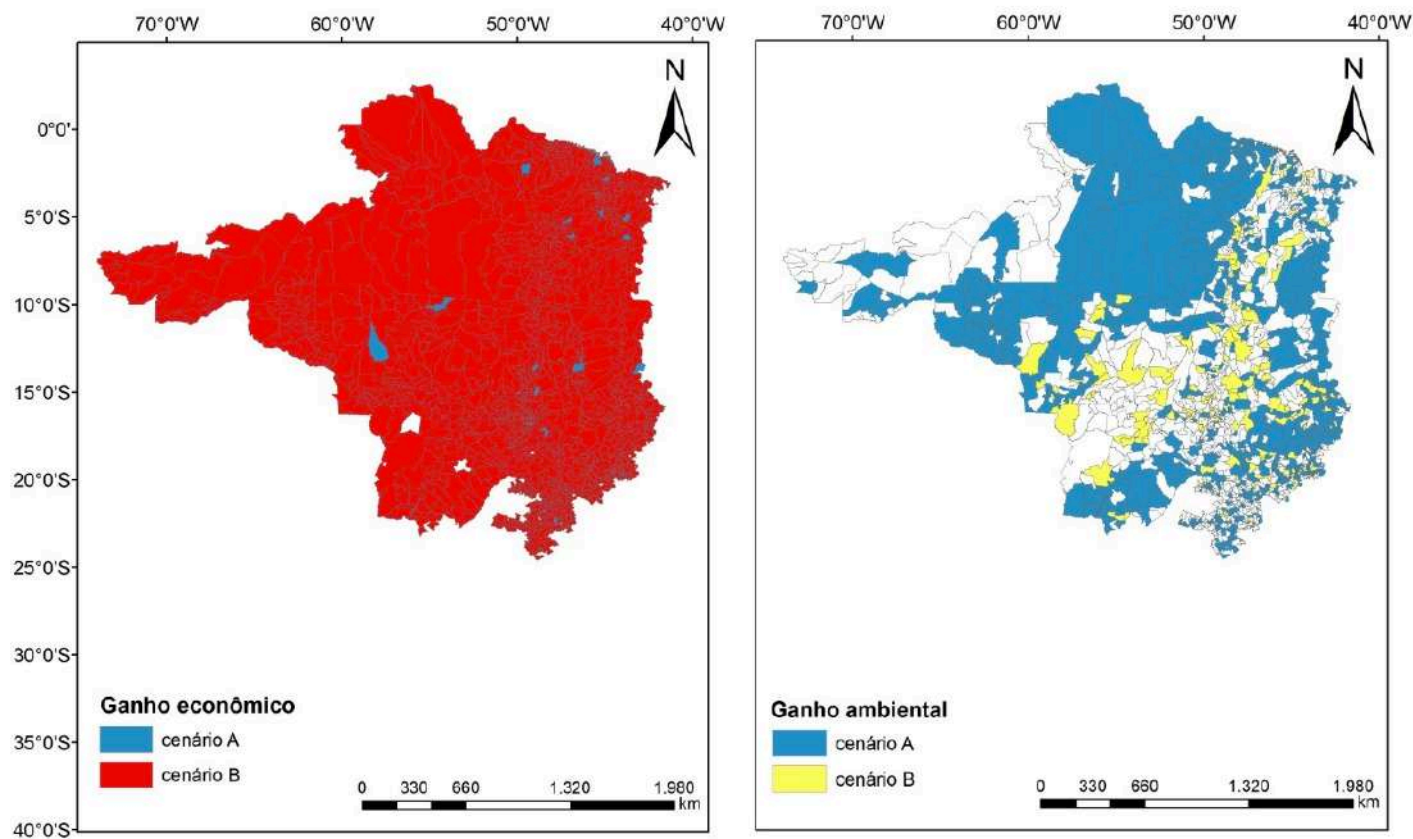


Figura 85 – Comparação entre os cenários A e B para ganhos econômico e ambiental.

Fonte: Elaboração própria.

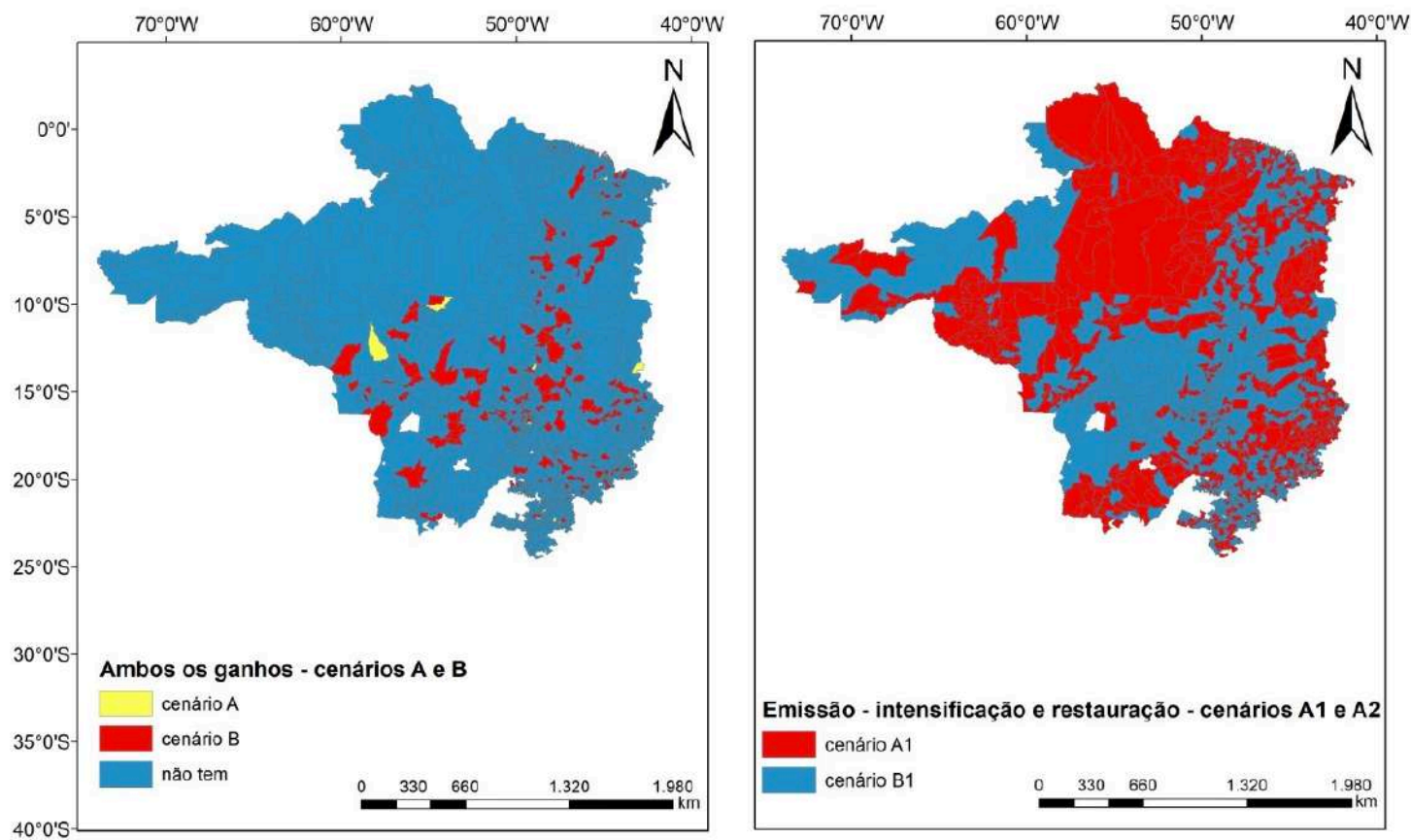


Figura 86 – Escolha por ambos os ganhos econômico e ambiental e comparação dos ganhos com emissões entre os cenários A1 e A2.

Fonte: Elaboração própria.

Ao adicionar nesse estudo, a restauração da vegetação nativa, 8,8% do total dos municípios da área de estudo tem preferência por sistemas ILP do que recuperar as pastagens, considerando tanto os ganhos ambientais quanto ganho econômico (Figura 88).

Para 556 municípios, é preferível o cenário B1 para obter ganhos florestais. No caso de redução das emissões, esse valor aumenta para 845 municípios (Figura 87).

No ganho ambiental, de acordo com a Figura 88, para 445 municípios, é possível, com a recuperação da pastagem cultivada, ampliar a área destinada à floresta e mitigar os gases de efeito estufa. Isso mesmo ocorre para 157 municípios, porém com a aplicação de sistemas de integração lavoura-pecuária.

Finalizando, é preciso sublinhar que sistemas mais intensivos a pasto impactam na melhoria da qualidade das forrageiras e/ou no conforto térmico do animal e influenciam positivamente na qualidade nutricional da carne bovina – menor proporção de ácidos graxos ômega 6/ômega 3 e maior quantidade de CLA – com impacto positivo a saúde humana (Oliveira & Barbosa, 2014; Bridi et al., 2021), além de um grande apelo no mercado, sobretudo, o boi suplementado com alimentos de origem vegetal, sem agrotóxicos, o boi verde. “O boi verde, isto é, criado predominantemente a pasto é um grande trunfo em nossas mãos, não só pela competitividade em termos de menor custo, mas pelo fato de as pessoas acreditarem que sua carne seria mais saudável...” (Medeiros, 2002, p. 1).

É evidente que há entraves citados como os custos, o incentivo para implementar sistemas melhorados dentro e fora da fazenda e fiscalização governamental. A questão perpassa na escolha que faremos para o futuro da pecuária de corte. O país colocará os interesses individuais acima do coletivo ou perceberá os ganhos ambientais, sociais e econômicos e conciliará meio ambiente e produção agropecuária.

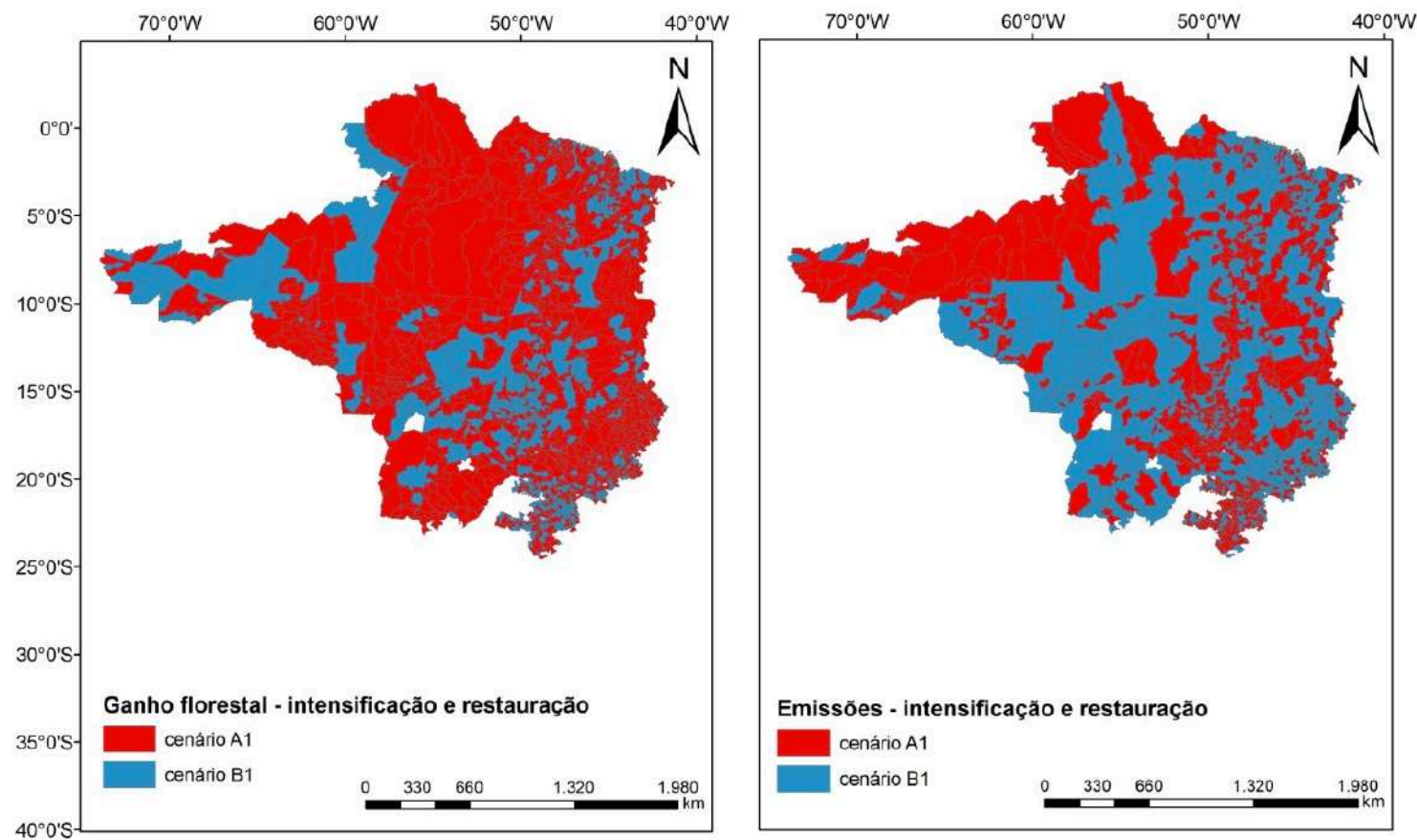


Figura 87 – Comparação entre os cenários A1 e B1 para os ganhos florestal e emissões evitadas.

Fonte: Elaboração própria.

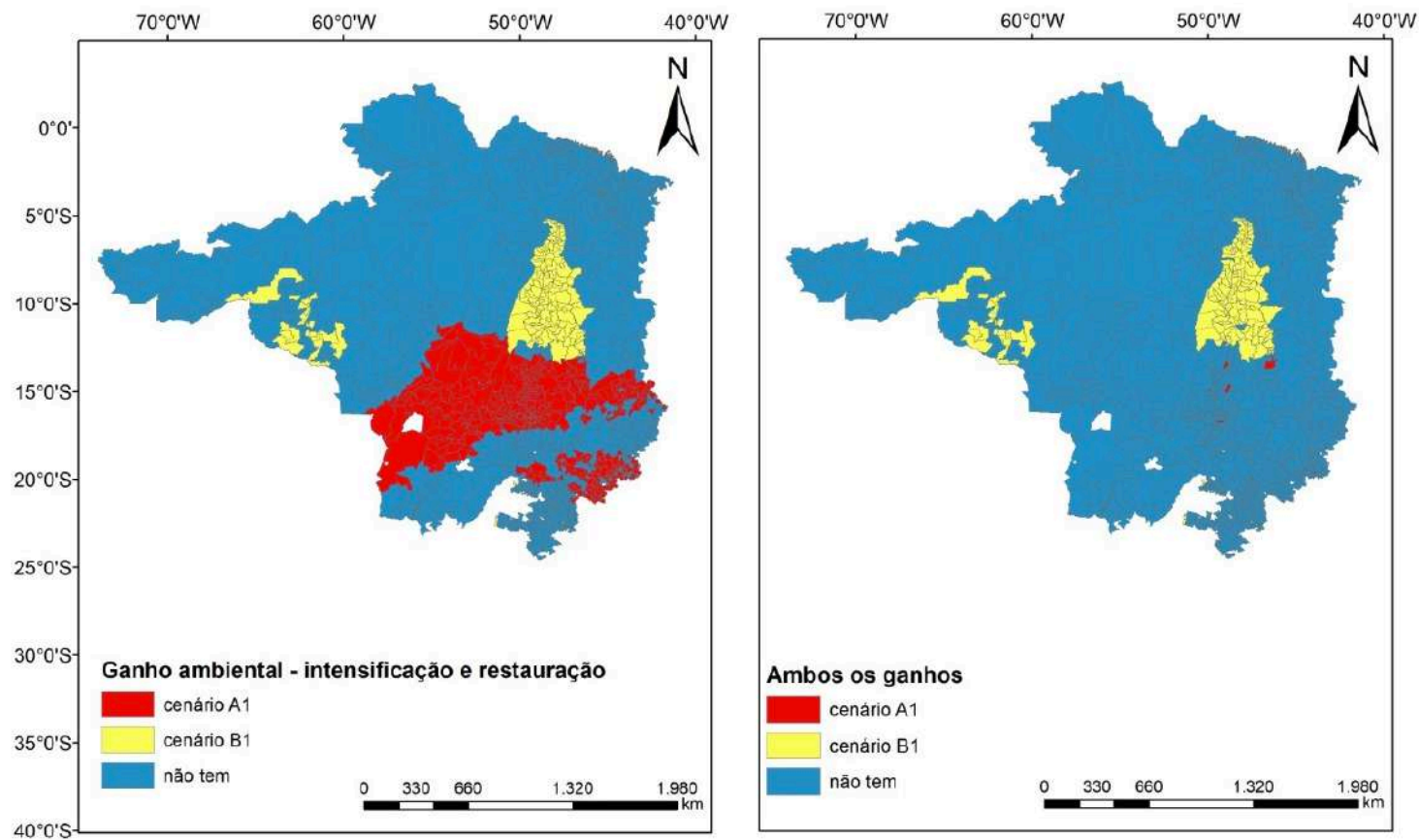


Figura 88 – Comparação entre os cenários A1 e B1 para os ganhos ambiental e escolha por ambos os ganhos econômico e ambiental.
Fonte: Elaboração própria.

Considerações Finais

A tese mostra que o fenômeno de mudanças no uso da terra, no período compreendido entre 2004 e 2019, é local com impactos tanto local como global. As respostas das variáveis explicativas dos modelos econométricos espaciais são heterogêneas para os municípios com bioma Cerrado e/ou Amazônia.

Com isso, ao contrário do preconizado em diferentes estudos citados no transcorrer da tese, as modificações no uso da terra no Brasil, nos últimos anos, não podem ser analisadas como um todo, já que há existência de variabilidade espacial importante que difere os municípios. Ou seja, os determinantes do uso da terra de cada município se diferem entre si tanto em significância quanto em magnitude. Em suma, as políticas locais são mais adequadas diante de diferentes contextos ambientais, físicos e socioeconômicos locais.

Considerando as variáveis escolhidas para entender o fenômeno de uso da terra, nota-se a importância do crédito rural e, conseqüentemente, a relevância do ente público na configuração do uso da terra e para minimizar a pressão pelo desmatamento.

Essa linha de financiamento da atividade agropecuária tem o poder de ampliar a tendência de reduzir a área destinada à floresta, em grande parte da área de estudo. Ao invés de incentivar a melhoria do sistema e gerar *land sparing* – hipótese de Borlaug, o crédito rural provoca *rebound effect*. Para isso, como foi mostrado, no capítulo dois, é necessário medidas como o Decreto n. 3454 em que a obtenção do financiamento para agropecuária é dada mediante a uma contrapartida ambiental.

Em suma, aumento de fluxo monetário para a agropecuária induz a aumento da demanda por terras para a agricultura, em grande parte dos municípios presentes na área de estudo.

Não se propaga a cessão dessa linha de funcionamento importante para a maioria dos produtores e garante a segurança produtiva da agricultura. O debate perpassa em aprimorar essa linha com aplicação de indicadores ambientais para que impeça pressão por mais desflorestamento ou alargamento de políticas a favor de financiamento de sistemas mais intensivos e com maior integração da lavoura-pecuária-floresta como s, programas e linhas de crédito existentes dentro do próprio crédito rural, dentre eles: o plano ABC cujo bojo é promover a adoção de tecnologias sustentáveis com alto potencial

de mitigação das emissões de GEE ou o MODERAGRO para conservação de recursos naturais ou as diferentes linhas do PRONAF. Dados do BACEN (2021a; b) mostram que, dentro da linha de crédito, o principal programa em volume é MODERFROTA. Apesar de ser aparentemente um programa indutor de melhoria da agropecuária com possibilidade de redução de áreas para essa atividade, observando, detalhadamente, grande parte do uso desse financiamento é para adquirir mais equipamentos, ampliar a capacidade de armazenamento e de irrigação dentro das propriedades, sugerindo que o proprietário pretende aumentar a produtividade agrícola, algo positivo, porém usando ainda mais os recursos ambientais como recursos hídricos e terra.

Logo, é preciso se debruçar ainda mais em estudar o impacto gerado pelo crédito rural e rever quais as linhas devem ser priorizadas.

Diante da limitação gerada pelo tipo de dados, não foi possível analisar esse fenômeno a nível de propriedade e que, diante do indicativo de existência de heterogeneidade espacial a nível municipal, existe a possibilidade de que as políticas devem ser mais focais, atentando às diferentes características presentes em cada propriedade – nível educacional do proprietário, facilidade na aquisição de crédito e de assistência técnica, características climáticas e edáficas etc.

Mesmo que os resultados da intensificação sejam agregados por municípios, é preciso ressaltar a enorme potencialidade existente para o Brasil de ampliar a produção de uma das principais produtos do país, aumentar a renda, reduzir a pressão por novas terras e fazer da pecuária uma atividade mais sustentável ambientalmente, dirimindo o conceito de que ela é extremamente nociva à natureza.

É preciso salientar a necessidade de se adicionar outras variáveis para melhor compreensão das mudanças no uso da terra. Um, em particular, é o valor da terra. Variável importante para o bioma Amazônia por ser propulsor para especulação imobiliária e práticas ilegais para a posse da terra como grilagem.

Outro resultado importante dessa potencialidade dos sistemas intensivos seja por meio de recuperação de pastagens seja através sistemas ILP é a possibilidade de redução entre 22 a 35% das emissões de gases de efeito estufa em relação às emissões totais geradas com agropecuária e mudanças do uso da terra no Brasil, de acordo com diferentes cenários de intensificação.

Comprovou-se, por meio da defasagem espacial da variável dependente, que há efeito de transbordamento em todos os usos, significando que alterações nas áreas destinadas à pastagem, agricultura, outros usos ou floresta de um determinado município provocam efeitos nos seus vizinhos.

Assim, políticas de transformações no uso da terra têm impactos dentro e fora do município, modificando a estrutura do uso tanto de cada município quanto na área de estudo como um todo. Isso corrobora a concepção da teoria de intensificação do uso da terra em que o uso da tecnologia pode induzir *feedback* positivo ou negativo.

Utilizando-se do parâmetro taxa de lotação como proxy para mensurar o potencial de intensificação da pecuária, demonstra-se que é possível o cumprimento do Código Florestal, em número considerável de municípios dentro da área de estudo, com possibilidade maior ampliação de áreas voltadas para a floresta, recuperação da capacidade potencial de suporte das pastagens e crescimento significativo da produção de carne no país, redução das emissões de gases de efeito estufa e obtenção de maiores receitas com uma pecuária.

Ao mesmo tempo, algumas variáveis usadas no modelo de análise de uso da terra se mostraram igualmente relevantes e que podem contribuir ou com maior pressão por desmatamento ou ampliar a potencialidade de redução do impacto ambiental gerado pela atividade agropecuária, como, é o caso da cana-de-açúcar, dos grãos e lavouras de outros cultivos temporários onde foi comprovado efeitos indiretos no uso da terra (*indirect land-use effects*)

As variáveis climáticas também se mostraram extremamente significativas, principalmente, em um contexto de mudanças climáticas. A temperatura média anual mais elevada altera expressivamente as áreas florestais na Amazônia, ratificando o fenômeno denominada *forest dieback*. Isso pode juntamente com o desmatamento torna-se irreversível – *tipping point*. No caso da precipitação, outra característica observada foi a possível ocorrência da síndrome da morte da braquiária cv. *Marandu*, principal gramínea empregada nas pastagens no Brasil e, em particular, na área de estudo. Logo, a atividade pecuária precisa mais do emprego de tecnologia e assistência técnica, com o emprego de gramíneas específicas para as condições físicas e climáticas locais.

Da teoria à prática, buscou-se compreender o processo de ocupação do território brasileiro e a relação homem-natureza, ao longo de vários séculos. A mais harmoniosa relação existente antes de 1500 foi interrompida pelos europeus. Esses trouxeram a concepção teórica de terra como meio produtivo dos fisiocratas em que a agricultura e exploração dos recursos naturais eram os únicos capazes de gerar riqueza dentro da lógica do capitalismo comercial. Assim, o pau-brasil e, posteriormente, a cana-de-açúcar cumprem esse papel. O ouro foi a nova fonte de riqueza no século XVII e XVIII, passando do algodão ao extrativismo vegetal na Amazônia.

A pecuária, atividade secundária, em quase todo período de formação do Brasil proporcionou a integração, a interiorização e a garantia de sobrevivência e de minimização do impacto econômico-social nos períodos depressão das atividades principais. Todavia, a partir dos anos 50, com o processo de expansão populacional, sobretudo, nos biomas Cerrado e Amazônia, incentivado pelo Estado, a criação de instituições de fomento de pesquisa como Embrapa e o maciço investimento na agropecuária, há uma profunda transformação da estrutura produtiva da bovinocultura. Consequentemente, mudanças na paisagem e uma pressão pela destruição das florestas. Era a lógica da visão da terra observada pelos neoclássicos, um mero fator de produção a ser explorado, sem observar possíveis externalidades negativas.

Até recentemente, o processo de mudanças no uso da terra mudou com políticas ambientais robustas em comparação às observadas antes de 2004. De altas taxas de desmatamento na Amazônia e no Cerrado, o Brasil conseguiu conciliar com sucesso crescimento econômico, melhoria dos indicadores sociais, proteção ambiental e *boom* dos preços das commodities internacionais impulsionado pela China. Porém, o ciclo virtuoso favorável ao meio ambiente foi interrompido pela onda ultraconservadora que catapultou o presidente da República, Jair Bolsonaro.

O processo de ocupação do território brasileiro foi um processo lento e gradual até o início do século XX. Nos meados desse século, o Brasil modificou o uso da terra, acelerou o desmatamento e sobretudo, criou uma agropecuária forte economicamente, mas nem tanto ambientalmente. Houve avanços consideráveis socioeconômicos e tecnológicos, mas ainda esses são aquém dentro de um contexto internacional favorável ao cuidado maior ao meio ambiente. O país se encontra no *dilema de Oblómov*, personagem marcante da literatura russa. Retrato da aristocracia russa do século XIX não

percebia as mudanças ocorridas ao redor do mundo. Há um *trade-off* de forças no Brasil: de um lado, os interesses pessoais de alguns estimulados a expandir suas atividades sem nenhuma preocupação ambiental; do outro lado, o interesse pelo bem comum ou coletivo diante do impacto ambiental gerado pela pecuária de corte.

Como salientam Rajão et al. (2020), a ligação entre desmatamento e agropecuária é perigoso para o próprio agronegócio brasileiro. Na União Europeia, é alta a probabilidade de não-ratificação do acordo comercial firmado entre o bloco europeu e o MERCOSUL. Grande parte da produção agrícola do país foi identificada pelos autores como livre de desmatamento, porém 2% das propriedades rurais presentes nos dois biomas estudados são responsáveis por 62% de todo o desmatamento potencialmente ilegal. No total, segundo estimativas desse estudo, das 15% das propriedades que tiveram desmatamento, metade é dado como virtualmente ilegal. Assim, a carne ou a soja exportada está contaminada pelo rastro de destruição da natureza.

A intensificação da pecuária é a oportunidade de o país mostrar ao mundo que compreende as transformações nas últimas décadas e que é necessário haver uma produção de carne bovina sustentável, conciliando meio ambiente e geração de riquezas, apesar dos retrocessos na área a partir de 2019.

Logo, por parte do governo, é preciso rever suas políticas ambiental e agrícola, reforçando um financiamento sem mais pressões para desmatar, com incentivos maiores na recuperação das pastagens, em sistemas integrados, investimentos em assistência técnica e pesquisa e uso das áreas liberadas para a restauração da vegetação nativa, sobretudo, sendo o Brasil, um dos *players* de alta importância nos fóruns de debate ambiental e também como um dos principais produtores e exportadores de carne bovina do mundo na faixa de 20% do total da carne bovina produzida globalmente (ME, 2021). Os sistemas mais intensivos são capazes de aumentar a produção da carne bovina sem tanto impacto ambiental e concomitantemente, criar empregos a longo prazo e gerar receitas, num cenário de depressão econômica observada atualmente.

Referências Bibliográficas

Introdução

- ALCOTT, B. (2005). Jevon's paradox. *Ecological Economics*, v. 54, n. 1, p. 9-21.
- ALVES, L. M.; MARENGO, J. A.; FU, R.; BOMBARDI, R. J. (2017). Sensitivity of Amazon regional climate to deforestation. *American Journal of Climate Change*, v. 6, n. 1, p. 75-98.
- BALMFORD, A.; GREEN, R.; PHALAN, B. (2015). Land for food & land for nature? *Deadalus*, v. 144, n. 4, p. 57-75.
- BARLOW, J.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LEES, A. C.; NALLY, R. M.; THOMSON, J. R.; FERRAZ, S. F. de B.; LOUZADA, J.; OLIVEIRA, V. H. F.; PARRY, L.; SOLAR, R. R. de C.; VIEIRA, I. C. G.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BEGOTTI, R. A.; BRAGA, R. F.; CARDOSO, T. M.; OLIVEIRA JÚNIOR, R. C. de; SOUZA JÚNIOR, C. M.; MOURA, N. G.; NUNES, S. S.; SIQUEIRA, J. V.; PARDINI, R.; SILVEIRA, J. M.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; VEIGA, R. C. S.; VENTURIERI, A.; GARDNER, T. A. (2016). Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, v. 535, [s.n.], p. 144-147.
- BOERS, N.; MARWAN, N.; BARBOSA, H. M. J.; KURTHS, J. (2017). A deforestation-induced tipping point for the South American monsoon system. *Scientific Reports*, v. 7, n. 41489, p. 1-9.
- BOWMAN, M. S.; SOARES-FILHO, B. S.; MERRY, F. D.; NEPSTAD, D. C.; RODRIGUES, H.; ALMEIDA, O. T. (2012). Persistence of cattle ranching in the Brazilian Amazon: a spatial analysis of the rationale for beef production. *Land Use Policy*, v. 29, [s.n.], p. 558-568.
- BUSTAMANTE, M. M. C.; NOBRE, C. A.; SMERALDI, R.; AGUIAR, A. P. D.; BARIONI, L. G.; FERREIRA, L. G.; LONGO, K.; MAY, P.; PINTO, A. S.; OMETTO, J. P. H. B. (2012). Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. *Climatic Change*, v. 115, [s.n.], p. 558-577.

BYERLEE, D.; STEVENSON, J.; VILLORIA, N. (2014). Does intensification slow crop land expansion or encourage deforestation?. *Global Food Security*, v. 3, n. 2, p. 92-98.

COSTA; M. H.; PIRES, G. F. (2009). Effects of Amazon and central Brazil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the arc of deforestation. *International Journal of Climatology*, v. 30, n. 13, p. 1970-1979.

CRUTZEN, P. J. (2002). Geology of mankind. *Nature*, v. 3, [s. n.], p. 23.

D'ALMEIDA, C.; VÖRÖSMARTY, C. J.; HURTT, G. C.; MARENGO, J. A.; DINGMAN, S. L.; KEIM, B. D. (2007). The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. *International Journal of Climatology*, v. 27, n. 5, p. 633-647.

EGLI, L.; MEYER, C.; SCHERBER, C.; KREFT, H.; TSCHARNTKE, T. (2018). Winners and losers of national and global efforts to reconcile agricultural intensification and biodiversity conservation. *Global Change Biology*, v. 24, n. 5, p. 2212-2228.

ELLWANGER, J. H.; KULMANN-LEAL, B.; KAMINSKI, V. L.; VALVERDE-VILLEGAS, J. M.; VEIGA, A. B. G. da; SPILKI, F. R.; FEARNSIDE, P. M.; CEASAR, L.; GIATTI, L. L.; WALLAU, G. L.; ALMEIDA, S. E. M.; BORBA, M. R.; HORA, V. P. da; CHIES, J. A. B. (2020). Beyond diversity loss and climate change: impacts of Amazon deforestation on infectious diseases and public health. *Annals of the Brazilian Academy Sciences*, v. 92, n. 1, p. 1-33.

EWERS, R. M.; SCHARLEMANN, J. P. W.; BALMFORD, A.; GREEN, R. E. (2009). Do increases in agricultural yield spare land for nature? *Global Change Biology*, v. 15, n. 7, p. 1716-1726.

FOLEY, J. A.; ASNER, G.P.; COSTA, M. H.; COE, M. T.; DEFRIES, R. S.; GIBBS, H. K.; HOWARD, E. A.; OLSON, S.; PATZ, J.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. (2007). Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 5, n. 1, p. 25-32

GARCIA, V. R.; GASPART, F.; KASTNER, T.; MEYFROIDT, P. (2020). Agricultural intensification and land use change: assessing country-level induced

intensification, land sparing and rebound effect. *Environmental Research Letters*, v. 15, [s.n.], p. 1-11.

GARRETT, R. D.; KOH, I.; LAMBIN, E. F.; WAROUX, Y. le P. de.; KASTENS, J. H.; BROWN, J. C. (2018). Intensification in agriculture-forest frontiers: land use responses to development and conservation policies in Brazil. *Global Environmental Change*, v. 53, [s.n.], p. 233-243.

GATTI, L. V.; BASSO, L. S.; MILLER, J. B.; GLOOR, M.; DOMINGUES, L. G.; CASSOL, H. L. G.; TEJADA, G.; ARAGÃO, L. E. O. C.; NOBRE, C.; PETERS, W.; MARANI, L.; A. E.; SANCHES, A. H.; CORRÊA, S. M.; ANDERSON, L.; RANDOW, C. von; CORREIA, C. S. C.; CRISPIM, S. P.; NEVES, R. A. L. (2021). Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature*, v. 595, n. 7867, p. 388-393.

GEDNEY, N.; VALDES, P. J. (2000). The effect of Amazonian deforestation on the northern hemisphere circulation and climate. *Geophysical Research Letters*, v. 27, n. 19, p. 3053-3056.

HARPER, A. B.; POWELL, T.; COX, P. M.; HOUSE, J.; HUNTINGFORD, C.; LENTON, T. M.; SITCH, S.; BURKE, E.; CHADBURN, S. E.; COLLINS, W. J.; COMYN-PLATT, E.; DAIOGLU, V.; DOELMAN, J. C.; HAYMAN, G.; ROBERTSON, E.; VUUREN, D. van; WILTSHIRE, A.; WEBBER, C. P.; BASTOS, A.; BOYSEN, L.; CIAIS, P.; DEVARAJU, N.; JAIN, A. K.; KRAUSE, A.; POULTER, B.; SHU, S. (2018). Land-use emissions play a critical role in land-based mitigation for Paris climate targets. *Nature Communications*, v. 9, n. 2938, p. 1-13.

HOMMA, A. K. (2003). *História da agricultura na Amazônia: da era pré-colombiana ao terceiro milênio*. Brasília: Embrapa.

HOUGHTON, R. A.; HOUSE, J. I.; PONGRATZ, J.; VAN DER WERF, G. R.; DEFRIES, R. S.; HANSEN, M. C.; LE QUÉRE, C.; RAMANKUTTY, N. (2012). Carbon emissions from land use and land-cover change. *Biogeosciences*, v. 9, [s.n.], p. 5125-5142.

JADIN, I.; MEYFROIDT, P.; LAMBIN, E. (2016). International trade, and land use intensification and spatial reorganization explain Costa Rica's Forest transition. *Environment Research Letters*, v. 11, [s.n.], p. 1-11.

LATAWIEC, A. E.; STRASSBURG, B. B. N.; VALENTIM, J. F.; RAMOS, F.; ALVES-PINTO, H. N. (2014). Intensification of cattle ranching production systems: socioeconomic and environmental synergies and risks in Brazil. *Animal*, v. 8, n. 8, p. 1255-1263.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. (2018). Amazon tipping point. *Science Advances*, v. 4, n. 2, p. 1.

_____. (2019). Amazon tipping point: last chance for action. *Science Advances*, v. 5, n. 12, p. 1-2.

MALHADO, A. C. M.; PIRES, G. F.; COSTA, M. H. (2010). A conservação do Cerrado é essencial para proteger a floresta Amazônica. *Revista UFG*, v. 12, n. 9, p. 233-241.

MAPBIOMAS. (2021). Disponível em: <https://mapbiomas-brasil-site-stg.herokuapp.com/estatisticas>. Acesso em: 10 de setembro 2021.

MARTHA JR., G. B.; ALVES, E.; CONTINI, E. (2012). Land-saving approaches and beef production growth in Brazil. *Agricultural Systems*, v. 110, [s.n.], p. 173-177.

MEYFROIDT, P.; CHOWDHURY, R.; BREMOND, A. de; ELLIS, E. C.; ERB, K-H.; FILATOVA, T.; GARRETT, R. D.; GROVE, J. M.; HEINIMANN, A.; KUEMMERLE, T.; KULL, C. A.; LAMBIN, E. F.; LANDON, Y.; WAROUX, Y. le. P. de; MESSERLI, P.; MÜLLER, D.; NIELSEN, J. O.; PETERSON, G. D.; GARCÍA, V. R.; SCHLÜTER, M.; TURNER II, B. L.; VERBURG, P. H. (2018). Middle-range theories of land system change. *Global Environmental Change*, v. 53, [s.n.], p. 52-67.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA) (2021a). Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/biomas/amaz%C3%B4nia.html>. Acesso em: 12 de setembro de 2021.

_____. (2021b). Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/biomas/cerrado.html>. Acesso em: 12 de setembro de 2021.

MOUTINHO, F. F. B. M. (2018). *Na trilha do boi: ocupação do território brasileira pela pecuária*. Rio de Janeiro: Gramma.

NEPSTAD, D. C.; STICKLER, C. M.; SOARES-FILHO, B.; MERRY, F. (2008). Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, v. 363, n. 1498, p. 1737-1746.

NOBRE, C. A.; BORMA, L. (2009). 'Tipping Points' for the Amazon Forest. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 1, n.1, p. 28-36.

SANTOS, D.; VERÍSSIMO, A.; SEIFER, P.; MOSANER, M. (2021). *Índice de progresso social na Amazônia Brasileira: IPS Amazônia 2021 – Resumo executivo*. IMAZON: Belém, PA, 88 p.

STEFFEN, W.; CRUTZEN, P. J.; MCNEILL, J. R. (2007). The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, v. 36, n. 8, p. 614-621.

STRASSBURG, B. B. N.; LATAWIEC, A. E.; BARIONI, L. G.; NOBRE, C. A.; SILVA, V. P. da; VALENTIM, J. F.; VIANNA, M.; ASSAD, E. D. (2014). When enough should be enough: improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Global Environmental Change*, v. 28, [s.n.], p. 84-97.

UNITED NATION ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). (2021). *Adaptation Gap Report 2021: the gathering storm - adapting to climate change in a post-pandemic world*. Nairobi: UNEP.

VERGOPOLAN, N.; FISHER, J. B. (2016). The impact of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia as observed from remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, v. 37, n. 22, p. 5412-5430.

ZEMP, D. C.; SCLEUSSNER, C. F.; BARBOSA, H. M. J.; HIROTA, M.; MONTADE, V.; SAMPAIO, G.; STALL, A.; WANG-ERLANDSSON, L.; RAMMIG,

A. (2017). Self-amplified Amazon forest loss due to vegetation-atmosphere feedbacks. *Nature Communications*, v. 8, n. 14681, p. 1-10.

Capítulo 1

ALCOTT, B. (2005). Jevon's paradox. *Ecological Economics*, v. 54, n. 1, p. 9-21.

ALIER, J. M.; SCHLÜPMANN, K. (1987). *Ecological economics: energy, environment, and society*. New York: Basil Blackwell.

ANGELSEN, A.; KAIMOWITZ, D. (1999). Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. *The World Bank Research Observer*, v. 14, n. 1, p. 73–98.

ARIMA, E. Y.; RICHARDS, P.; WALKER, R.; CALDAS, M. M. (2011). Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. *Environment Research Letters*, v. 6, n. 2, p. 1-7.

ARISTÓTELES. (2002). *Ética a Nicômaco*. São Paulo: EDIPRO.

_____. (2006). *Política*. Rio de Janeiro: Martins Fontes, 3 ed.

ASPROMOURGOS, T. (1996). *On the origins of classical economic: distribution and value from William Petty to Adam Smith*, London: Routledge.

BACKHOUSE, R. E. (1985). *A History of Modern Economic Analysis*. Oxford: Basil Blackwell.

_____. (2002). *The Penguin History of Economics*. Londres: Penguin Books.

_____. (2007). *História da economia mundial*. São Paulo: Estação Liberdade.

BARLOW, J.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LEES, A. C.; NALLY, R. M.; THOMSON, J. R.; FERRAZ, S. F. de B.; LOUZADA, J.; OLIVEIRA, V. H. F.; PARRY, L.; SOLAR, R. R. de C.; VIEIRA, I. C. G.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BEGOTTI, R. A.; BRAGA, R. F.; CARDOSO, T. M.; OLIVEIRA JÚNIOR, R. C. de; SOUZA JÚNIOR, C. M.; MOURA, N. G.; NUNES, S. S.; SIQUEIRA, J. V.; PARDINI, R.; SILVEIRA, J. M.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; VEIGA, R. C. S.;

VENTURIERI, A.; GARDNER, T. A. (2016). Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, v. 535, [s.n.], p. 144-147.

BARLOWE, R. (1986). *Land resource economics: the economics of real property*. New Jersey: Prentice Hall.

BLAUG, M. (1997). *Economic Theory in Retrospect*. Cambridge: Cambridge University Press, 5 ed.

BOERS, N.; MARWAN, N.; BARBOSA, H. M. J.; KURTHS, J. (2017). A deforestation-induced tipping point for the South American monsoon system. *Scientific Reports*, v. 7, n. 41489, p. 1-9.

BORLAUG, N. E. (1972). Mankind and civilization at another civilization: in balance with nature - a biological myth. *BioScience*, v. 22, n. 1, p. 41-44.

BYERLEE, D.; STEVENSON, J.; VILLORIA, N. (2014). Does intensification slow crop land expansion or encourage deforestation?. *Global Food Security*, v. 3, n. 2, p. 92-98.

CANTILLON, R. (2001). *Essai sur la nature du commerce en général*. Paris: Institut Copet.

CHAPRA, M. U. (2006). Ibn Khaldun's theory of development: does it help explain the low performance of present-day Muslim world? *The Journal of Socio-Economics*, v. 37, n. 2, p. 836-863.

COLEMAN, D. C. (org.). (1969). *Revisions in mercantilism*. Londres: Methuen.

DALY, H. E.; COBB, J.B.; COBB, J. W. (1989). *For the common good: rethinking the economy toward community, the environment and a sustainable future*. Boston: Beacon Press.

ELICKSON, R. C.; THORLAND, C. D. (1995). Ancient land law: Mesopotamia, Egypt, Israel. *Chicago-Kent Law Review*, v. 71, n. 12, p. 321-411.

ELLIS, E. C.; GOLDEWIJK, K. K.; SIEBERT, S.; LIGHTMAN, D.; RAMANKUTTY, N. (2010). Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Global Ecology and Biogeography*, v. 19, [s.n.], p. 589-606.

ELLIS, E. C.; KAPLAN, J. O.; FULLER, D. Q.; VAVRUS, S.; GOLDEWIJK, K. K.; VERBURG, P. H. (2013). Used planet: a global history. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, v. 110, n. 20, p. 7978-7985.

ELTIS, W. A. (1984). *The classical theory of economic growth*. Londres: Macmillan.

ELY, R.T.; WEHRWEIN, G.S. (1948). *Land economics*. New York: Macmillan Company.

ERB, K. H.; HABERL, H.; JEPSEN, M. R.; KUEMMERLE, T.; LINDNER, M.; MÜLLER, D.; VERBURG, P. H.; REENBERG, A. (2013). A conceptual framework for analysing and measuring land-use intensity. *Current opinion in environmental sustainability*, v. 5, n. 5, p. 464-470.

FAUCHEUX, S.; NOËL, J-F. (1995). *Economia dos recursos naturais e do meio ambiente*. Lisboa: Instituto Piaget.

FISCHER, J.; ABSON, D. J.; BUTSIC, V.; CHAPPELL, M. J.; EKROOS, J.; HANSPACH, J.; KUEMMERLE, T.; SMITH, H. G.; WEHRDEN, H. von. (2014). Land sparing versus land sharing: moving forward. *Conservation Letters*, v. 7, n. 3, p. 149-157.

FISCHER, J.; ABSON, D. J.; BERGSTEN, A.; COLLIER, N. F.; DORRESTEJN, I.; HANSPACH, J.; HYLANDER, K.; SCHULTNER, J.; SENBETA, F. (2017). Reframing the food-biodiversity challenge. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 32, n. 5, p. 335-345.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDE, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309, [s.n.], p. 570-574.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). (1995). *Planning for sustainable use of land resources: towards a new approach*. Roma: FAO. Disponível em:

<http://www.fao.org/docrep/v8047e/v8047e00.htm>. Acesso em: 5 de fevereiro de 2016.

FRIEDLINGSTEIN et al. (2020). Global Carbon Budget 2020. *Earth System Science Data*, v. 12, n. 4, p. 2141-2194.

GILIBERT, G. (1987). "Production: classical theories". In: Eatwell, J.; Milgate, M.; Newman, P. (eds.). *The New Palgrave: a dictionary of economics*, vol. 3. Basingstoke: MacMillan, p. 990-992.

GORDON, B. (1975). *Economic analysis before Adam Smith: Hesiod to Lessius*. Londres: Macmillan.

GRAESSER, J.; AIDE, T. M.; GRAU, H. R.; RAMANKUTTY, N. (2015). Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*, v. 10, [s. n.], p. 1-11.

GROENEWEGEN, P. D. (1977). *The economics of A. R. J. Turgot*. Haia: Martinus Nijhoff.

HANEY, L. H. (1964). *History of economic thought*. Nova York: The MacMillan Company.

HECKSCHER, E. (1994). *Mercantilism*. Londres: Routledge.

HESÍODO. (2006). *Teogonia*. São Paulo: Iluminuras, 6 ed.

HOLLANDER, J. H. (1896). Adam Smith and James Anderson, *The Annals of the American Academy of Political and Social Science*, vol. 7, [s.n.], p. 85-88.

HOSELITZ, B. F. (1960). *Theories of Economic Growth*. New York: The Free Press.

HOUGHTON, R. A.; HOUSE, J. I.; PONGRATZ, J.; WERF, G. R. van der; DEFRIES, R. S.; HANSEN, M. C.; LE QUERÉ, C.; RAMANKUTTY, N. (2012). Carbon emissions from land use and land-cover change. *Biogeosciences*, v. 9, [s. n.], p. 5125-5142.

HUBACEK, K.; BERGH, J. C. J. M. van den. (2002). *The role of land in economic theory*. Laxenburg: IIASA, 48p. (Interim Report IR-02-037).

HUBACEK, K.; VAZQUEZ, J. (2002). *The economics of land use change*. Laxenburg: IIASA, 16p. (Interim Report IR-02-015).

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC) (2021a). *Climate change 2021: the physical science basis – summary for policymakers*. Cambridge: Cambridge University Press.

_____. (2021b). Disponível em: https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_TS.pdf. Acesso: 05 de setembro de 2021.

KREMEN, C. (2015). Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, v. 45, [s. n.], p. 15-23.

KUEMMERLE, T.; ERB, K.; MEYFROIDT, P.; MÜLLER, D.; VERBURG, P. H.; ESTEL, S.; HABERL, H.; HOSTERT, P.; JEPSEN, M. R.; KASTNER, T.; LEVERS, C. (2013). Challenges and opportunities in mapping land use intensity globally. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 5, n. 5, p. 484-493.

LAMBIN, E. F.; GEIST, H. (eds) (2006). *Land-use and land-cover change: local processes and global impacts*. Springer: Berlin.

LAMBIN, E. F.; MEYFROIDT, P. (2011). Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 108, n. 9, p. 3465-3472.

LANGHOLM, O. (1998). *The legacy of scholasticism in economic thought: antecedents of choice and power*. Cambridge: Cambridge University Press.

LE QUERÉ et al. (2018). Global Carbon Budget 2018. *Earth System Science Data*, v. 10, n. 4, p. 2141-2194.

LIVERANI, M. (2016). *Antigo Oriente: História, Sociedade e Economia*. São Paulo: EDUSP.

LOOS, J.; ABSON, D. J.; CHAPPELL, M.J.; HANSPACH, J.; MIKULCAK, F.; TICHIT, M.; FISCHER, J. (2014). Putting meaning back into “sustainable intensification”. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 12, [s.n.], p. 356-361.

LOWRY, S. T. (1987). *The archaeology of economic ideas: the classical Greek tradition*. Durham: Duke University Press.

LOWRY, S.T.; GORDON, B. (eds.). (1998). *Ancient and medieval economic ideas and concepts of social justice*. Leiden: E.J. Brill.

MARX, K. (2008). *O Capital: volume 3 – o processo global de produção capitalista*. Civilização Brasileira: Rio de Janeiro.

MAZOYER, M.; ROUDART, L. (2010). *História das agriculturas no mundo: do neolítico à crise contemporânea*. São Paulo: UNESP; Brasília, DF: NEAD.

MEEK, R. L. (1963). *The economics of physiocracy*. Massachussets: Harvard University Press.

MEYFROIDT, P.; CHOWDHURY, R.; BREMOND, A. de; ELLIS, E. C.; ERB, K-H.; FILATOVA, T.; GARRETT, R. D.; GROVE, J. M.; HEINIMANN, A.; KUEMMERLE, T.; KULL, C. A.; LAMBIN, E. F.; LANDON, Y.; WAROUX, Y. le. P. de; MESSERLI, P.; MÜLLER, D.; NIELSEN, J. O.; PETERSON, G. D.; GARCÍA, V. R.; SCHLÜTER, M.; TURNER II, B. L.; VERBURG, P. H. (2018). Middle-range theories of land system change. *Global Environmental Change*, v. 53, [s.n.], p. 52-67.

MONROE, A. E. (1965). *Early economic thought: selections from economic literature prior to Adam Smith*. Cambridge: Harvard University Press.

MOHAMMAD, M. T. S. H. (2010). Principles of sustainable development in Ibh Khaldun's economic thought. *Malaysian Journal of Real Estate*, v. 5, n.1, p. 1-18.

NAPOLEONI, C. (1978). *Smith, Ricardo, Marx: considerações sobre a história do pensamento econômico*. Rio de Janeiro: Graal.

NELSON, G. C. (2002). Introduction to the special issue on spatial analysis for agricultural economists. *Agricultural Economics*, v. 27, n. 3, p. 197-200.

OREIRO, J. L. (2000). *Lições de história do pensamento econômico: teorias alternativas de crescimento e distribuição de renda*. Rio de Janeiro: IBMEC. (Versão preliminar para o curso História do Pensamento Econômico da Faculdade de Economia e Finanças do IBMEC/RJ).

PERMAN, R.; MA, Y.; MCGILVRAY, J.; COMMON, M. (2003). *Natural Resource and Environmental Economics*. London: Pearson, 3ed.

PHALAN, B.; GREEN, R. E.; DICKS, L. V.; DOTTA, G.; FENIUK, C.; LAMB, A.; STRASSBURG, B. B. N.; WILLIAMS, D. R.; ERMGASSEN, E. K. H. J. zu; BALMFORD, A. (2016). How can higher-yield farming help to spare nature? *Science*, v. 351, n. 6272, p. 450-451.

PHALAN, B. T. (2018). What have we learned from the land sparing-sharing model? *Sustainability*, v. 10, n. 6, p. 1-24.

PIKETTY, T. (2014). *O capital do século XXI*. Rio de Janeiro: Intrínseca.

POLANYI, K. (2012). *A grande transformação: as origens de nossa época*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2ed.

PREVEDELLO, J. A.; WINCK, G. R.; WEBER, M. M.; NICHOLS, E.; SINERVO, B. (2019). Impacts of forestation and deforestation on local temperature across the globe. *PLoS ONE*, v. 14, n. 3, p. 1-18.

PRICE, B. B. (ed.) (1997). *Ancient economic thought*. Londres: Routledge.

QUESNAY, F. (1966). *Quadro económico: análise das variações do rendimento de uma nação*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 3 ed.

RAMANKUTTY, N.; GIBBS, H. K.; ACHARD, F.; DEFRIES, R.; FOLEY, J.A.; HOUGHTON, R. A. (2007) Challenges to estimating carbon emissions from tropical deforestation. *Global Change Biology*, v. 13, [s.n.], p. 51–66.

RENNE, R. R. (1947). *Land economics*. New York, NY: Harper & Brothers.

RINDFUSS, R. R.; ENTWISLE, B.; WALSH, S. J.; AN, L.; BADENOCH, N.; BROWN, D. G.; DEADMAN, P.; EVANS, T. P.; FOX, J.; GEOGHEGAN, J.; GUTMANN, M.; KELLY, M.; LINDERMAN, M.; LIU, J.; MALANSON, G. P.; MENA, C. F.; MESSINA, J. P.; MORAN, E. F.; PARKER, D. C.; PARTON, W.; PRASARTKUL, P.; ROBINSON, D. T.; SAWANGDEE, Y.; VANWEY, L. H.; VERBURG, P. H. (2008). Land use change: complexity and comparisons. *Journal of Land Use Science*, v. 3, n. 1, p. 1-10.

RUDEL, T. K.; SCHNEIDER, L.; URIARTE, M.; TURNER II, B. L.; DEFRIES, R.; LAWRENCE, D.; GEOGHEGAN, J.; HECHT, S.; ICKOWITZ, A.; LAMBIN, E. F.;

BIRKENHOLTZ, T. (2009). Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970-2005. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 106, n. 49, p. 20675-20680.

SCHUMPETER, J. A. (1986). *History of Economic Analysis*. London: Routledge.

SMITH, A. (2007). *An Inquiry into the nature and causes of the wealth of nations*. Lausanne: MetaLibri.

SPENGLER, J. J. (1964). Economic thought of Islam: Ibn Khaldun, *Comparative studies in society and history*, vol. 6, n. 3, p. 268-308.

STEVENSON, J. R.; VILLORIA, N.; BYERLEE, D.; KELLEY, T.; MAREDA, M. (2013). Green revolution research saved an estimated 18 to 27 million hectares from being brought into agricultural production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 110, n. 21, p. 8363-8368.

TURNER II, B. L.; LAMBIN, E. F.; REEBERG, A. (2007). The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 104, n. 52, p. 20666-20671.

_____. (2021). From the land-use/land-cover to land system science. *Ambio*, v. 50, [s.n.], p. 1291-1294.

VERBURG, P. H.; MERTZ, O.; ERB, K. H.; HABERL, H.; WU, W. (2013). Land system change and food security: towards multi-scale land system solutions. *Current option in environmental sustainability*, v. 5, [s. n.], p. 494-502.

VERBURG, P. H.; CROSSMAN, N.; ELLIS, E. C.; HEINIMANN, A.; HOSTERT, P.; MERTZ, O.; NAGENDRA, H.; SIKOR, T.; ERB, K. H.; GOLUBIEWSKI, N.; GRAU, R. (2015). Land system science and sustainable development of the earth system: a global land project perspective. *Anthropocene*, v. 12, [s. n.], p. 29-41.

VILLORIA, N. B.; BYERLEE, D.; STEVENSON, J. (2014). The effects of agricultural technological progress on deforestation: what do we really know? *Applied Economic Perspectives and Policy*, v. 36, n. 2, p. 211-237.

VLIET, J. van; MAGLIOCCA, N. R.; BÜCHNER, B.; COOK, E.; BENAYAS, J. M. R.; ELLIS, E. C.; HEINIMANN, A.; KEYS, E.; LEE, T. M.; LIU, J.; MERTZ, O.; MEYFROIDT, P.; MORITZ, M.; POEPLAU, C.; ROBINSON, B. E.; SEPPELT, R.; SETO, K. C.; VERBURG, P. H. (2015). Meta-studies in land use science: current coverage and prospects. *Ambio*, 45, [s. n.], p. 15-28.

VON SIVERS, P. (1980). Back to nature: the agrarian foundations of society according to Ibn Khaldun. *Arabica*, v. 27, n.1, p. 68-91.

XENOFONTE (1979). *Xenophon*, v. 4: Memorabilia and oeconomics. Cambridge: Harvard University Press.

ZEMP, D. C.; SCLEUSSNER, C. F.; BARBOSA, H. M. J.; HIROTA, M.; MONTADE, V.; SAMPAIO, G.; STALL, A.; WANG-ERLANDSSON, L.; RAMMIG, A. (2017). Self-amplified Amazon forest loss due to vegetation-atmosphere feedbacks. *Nature Communications*, v. 8, n. 14681, p. 1-10.

Capítulo 2

ABREU, C. de. (1998). *Capítulos de história colonial: 1500-1800*. Brasília: Conselho Editorial do Senado Federal.

AB'SÁBER, A. N. (1987). Problemas das migrações pré-históricas na América Latina. *CLIO Arqueológica*, Pernambuco, [s.v.], n. 4, p. 11-15.

_____. (1999). Incursões à pré-história da América tropical. In: MOTA, C. G (org.). *Viagem incompleta: a experiência brasileira*. Formação: histórias. São Paulo: Senac São Paulo, p. 29-44.

_____. (2004). *Amazônia: do discurso à práxis*. São Paulo: EDUSP, 2ed.

_____. (2011). The prehistoric human geography of Brazil. *Amazoniana*, v. 16, n.3, p. 303-311.

AIMONE-MARSAN, P.; GARCIA, J. F. (2008). Origem e evolução dos bovinos domésticos. *Revista Acta Scientiae Veterinariae*, v. 36, [s.n.], p. 241-256.

ALENCASTRO, L. F. de (2000). *O trato dos viventes: formação do Brasil no Atlântico Sul*. São Paulo: Companhia das Letras.

ALVIM, M. C. de M. e. (1996). Povoamento da América indígena: questões controversas. *Revista Clio-Arqueologia*, [s.v.], n. 11, p. 9-16.

ANDERSON, D.; GILLIAN, C. (2000). Paleoindian colonization of the Americas: implications from an examination of physiography, demography, and artifact distribution. *American Antiquity*, v. 65, n. 1, p. 43-66.

ANDERSON, P. (2016a). *Linhagens do Estado absolutista*. São Paulo: UNESP.

_____. (2016b). *Passagens da Antiguidade ao Feudalismo*. São Paulo: UNESP.

ANDRADE, O. de (1978). *Obras completas VI Do Pau-Brasil à Antropofagia e às Utopias*: manifestos, teses de concursos e ensaios. Rio de Janeiro: Civilização Brasileira, 2 ed.

ANDRADE, M. C. de (1996). A pecuária e a produção de alimentos no período colonial. In: SZMRECSÁNYI, T (org.). *História econômica do período colonial*. São Paulo: HUCITEC, FAPESP, ABPHE, p. 99-108.

ANGELSEN, A.; KAIMOWITZ, D. (1999). Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. *The World Bank Research Observer*, v. 14, n. 1, p. 73–98.

ANGELSEN, A.; RUDEL, T. K. (2013). Designing and implementing effective REDD+ policies: A forest transition approach. *Review of Environmental Economics and Policy*, v. 7, n. 1, p. 91–113.

ANHUF, D.; LEDRU, M.P.; BEHLING, H.; DA CRUZ JR, F.W.; CORDEIRO, R.C.; VAN DER HAMMEM, T.; KARMAN, I.; MARENGO, J.A.; DE OLIVEIRA, P.E.; PESSEDA, L.; SIFFEDINE, A.; ALBUQUERQUE, A.L. DA SILVA DIAS, P.L. Paleo-environmental change in Amazonian and African rainforest during the LGM. (2006). *Palaeogeography, Paleoclimatology, Palaeocology*, v. 239, n. 3, p. 510-527.

ANTONIL, A. J. (1837). *Cultura e opulência do Brasil, por suas drogas e minas*: com várias notícias curiosas do modo de fazer o assucar, plantar e beneficiar o tabaco, tirar ouro das minas, e descobrir as da prata, e dos grandes emolumentos que esta conquista da America Meridional da' ao reino de Portugal

com estes, e outros generos e contratos reaes. Rio de Janeiro : Typ. Imp. e Const. de J. Villeneuve e Ca.

ARAÚJO, C.; BONJEAN, C. A.; COMBES, J-L.; MOTEL, P. C.; REIS, E. J. (2008). *Property rights and deforestation in the Brazilian Amazon*. Clermont Ferrand: CERDI (Document de travail n. 20).

ARIMA, E. Y.; RICHARDS, P. D.; WALKER, R.; CALDAS, M. M. (2011). Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters*, v. 6, [s. n.], p. 1-7.

ARIMA, E. Y.; BARRETO, P.; ARAÚJO, E.; SOARES-FILHO, B. (2014). Public policies can reduce tropical deforestation: lessons and challenges from Brazil. *Land Use Policy*, v. 41, [s.n.], p. 465-473.

ARROYO-KALIN, M. (2010). The Amazonian formative: crop domestication and anthropogenic soils. *Diversity*, v. 2, n. 4, p. 473-504.

_____. (2012). Slash-burn-and-churn: Landscape history and crop cultivation in pre-Columbian Amazonia. *Quaternary International*, v. 249, [s.n.], p. 4-18.

ASSUNÇÃO, J.; GANDOUR, C.; ROCHA, R. (2015). Deforestation slowdown in the Brazilian Amazon: prices or policies? *Environment and Development Economics*, v. 20, n. 6, p. 697–722.

AZEVEDO, M. M. (2008). Diagnóstico da população indígena no Brasil. *Ciência e Cultura*, v. 60, n. 4, p. 19-22.

AZEVEDO, A.; RAJÃO, R. L.; COSTA, M.; STABILE, M. C. C.; ALENCAR, A.; MOUTINHO, P. (2014). *Amazônia em Pauta* (n. 3): Cadastro ambiental rural e sua influência na dinâmica do desmatamento na Amazônia Legal. Brasília: IPAM

BALÉE, W. (1998). Historical ecology: premises and postulates. In: _____. *Advances in historical ecology*. New York: Columbia University Press, p. 13-29.

_____. (2013). *Cultural forest of the Amazon: a historical ecology of people and their landscapes*. Tuscaloosa, Alabama: The University of Alabama Press.

BALÉE, W. L; ERICKSON, C. L. (2006). *Time and complexity in historical ecology: studies in the neotropical lowlands*. Columbia: Columbia University Press.

BANCO CENTRAL DO BRASIL (BACEN). (2008). Resolução CMN n. 3545 de 29 de fevereiro de 2008. Disponível em: <https://www.bcb.gov.br/estabilidadefinanceira/exibenormativo?tipo=Resolu%C3%A7%C3%A3o&numero=3545>.

BARBOSA, A. S. (1995). Peregrinos do Cerrado. *Revista do Museu de Arqueologia e Etnologia*, São Paulo, [s.v.], n. 5, p. 159-193.

_____. A. S. (2014). *O Piar da Juriti Pepena*: Narrativa ecológica da ocupação humana do cerrado. Goiânia: PUC-GO.

_____. A. S. (2021). *Andarilhos da Claridade*: os primeiros habitantes do cerrado. Formosa, GO: Xapuri Editora.

BARBOSA, A. S.; ARAÚJO, L. M. de. (2020). Pré-história do Cerrado. *Élisée - Revista de Geografia da UEG*, v. 9, n. 2, p. 1-29.

BAUDOT, G.; TODOROV, T. (org.) (2019). *Relatos astecas da conquista*. São Paulo: UNESP.

BECKER, B. K. (2015). Geopolítica da Amazônia: a nova fronteira de recursos. In: VIEIRA, I. C. G. (org.). *As Amazônias de Bertha K. Becker*: ensaios sobre geografia e sociedade na região amazônica. Rio de Janeiro: Garamond, vol. 1, p. 15-258.

BERTRAN, P. (2011). *História da Terra e do Homem no Planalto Central*: eco-história do Distrito Federal. Brasília: UNB.

BETHELL, L. (org.) (2012). *História da América Latina*: América Latina Colonial – volume II. São Paulo: EDUSP; Brasília: FUNAG, 1 ed.

_____. (2013). *História da América Latina*: de 1870 a 1930 - volume V. São Paulo: EDUSP; Brasília: FUNAG, 1 ed.

_____. (2018a). *História da América Latina*: América Latina Colonial – volume 1. São Paulo: EDUSP; Brasília: FUNAG, 2 ed.

_____. (2018b). *História da América Latina: Da Independência a 1870* – volume III. São Paulo: EDUSP; Brasília: FUNAG, 1 ed.

BONATO, E. R.; BONATO, A. L. V. (1987). *A soja no Brasil: história e estatística*. Londrina: EMBRAPA-CNPSo, 61p. (Documentos n. 21).

BORGES, L. A. C.; REZENDE, J. L. P. de; PEREIRA, J. A. A. (2009). Evolução da legislação ambiental no Brasil. *Revista em Agronegócios e Meio Ambiente*, v. 2, n. 3, p. 447-466.

BUENO, L. (2011). L'occupation initiale du Brésil dans une perspective macro-régionale: le cas de l'Amazonie, du Nordeste et du centre du Brésil. In: VIALOU, D. (org.) *Peuplements et préhistoire en Amériques*. Paris: Éditions du Comité des travaux historiques et scientifiques, p. 210-220.

BUENO, L.; DIAS, A. S.; STEELE, J. (2013). The Late Pleistocene/Early Holocene archaeological record in Brazil: A geo-referenced database. *Quaternary International*, v.301, p.74-93.

BUENO, L.; DIAS, A. (2015). Povoamento inicial da América do Sul: contribuições do contexto brasileiro. *Estudos Avançados*, v. 29, n. 83, p. 119-147.

BRANCALION, P. H. S.; GARCIA, L. C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R. R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. (2016). A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. *Natureza & Conservação*, v. 14, [s.n.], p. 1–15.

BRAUDEL, F. (1984). *Civilisation matérielle, économie et capitalisme – XVe-XVIIIe siècle: le temps du monde*, tome 3. Paris: Armand Collin.

BRENNER, R. (1988). Las raíces agrarias del capitalismo europeo. In: ASTON, T. H.; PHILPIN, C.H.E. (eds.). *El debate Brenner: estructura de clases agraria y desarrollo económico en la Europa preindustrial*. Crítica: Barcelona, p. 254-386.

BUSCH, J.; FERRETTI-GALLON, K. (2017). What Drives Deforestation and What Stops It? A Meta-Analysis. *Review of Environmental Economics and Policy*, v. 11, n. 1, p. 3–23.

BURSZTYN, M; PERSEGONA, M. (2008). *A grande transformação ambiental: uma cronologia da dialética homem-natureza*. Rio de Janeiro: Garamond.

CÂMARA, J. B. D. (2013). Governança ambiental no Brasil: ecos do passado. *Revista de Sociologia e Política*, v. 21, n.46, p. 125-146.

CAMINHA, P. V. de (2021). *A carta de Pero Vaz de Caminha*. Rio de Janeiro: Fundação Biblioteca Nacional. Disponível em: http://objdigital.bn.br/Acervo_Digital/livros_eletronicos/carta.pdf. Acesso em: 9 junho 2021.

CAMPHORA, A. L. (2017). *Animais e sociedade no Brasil dos séculos XVI e XIX*. Rio de Janeiro: Ana Lucia Camphora.

CAMPOS, R. R. *Tecnologia e concorrência na indústria brasileira de carnes na década de oitenta*. (1994). 214f. Tese (Doutorado em Economia). Instituto de Economia, Unicamp, Campinas.

CAMPOS, P. H. P. (2006). *A história do abastecimento e a historiografia brasileira*. Niterói: Polis/UFF (Texto de discussão n. 7).

CARDOSO, C. F. S. (1975). Sobre los modos de producción colonias de América In: ASSADOURIAN, C. S.; CARDOSO, C. F.; CIAFARDINI, H.; GARAVAGLIA, J. C.; LACLAU, E. *Modos de producción en América Latina*. Buenos Aires: Cuadernos de Passado y Presente, 3 ed. p. 135-159.

CARNEIRO, R. L. (2007). A base ecológica dos cacicados amazônicos. *Revista de Arqueologia*, v. 20. n.1, p. 117-154.

CARRARA, A. A. (2014). A população do Brasil, 1570-1700: uma revisão historiográfica. *Revista Tempo*, v. 20, [s.n.], p. 1-21.

CARVALHO, J. M. (2017). *A construção da ordem: a elite política imperial. Teatro de sombras: a política imperial*. Rio de Janeiro: Civilização Brasileira, 10 ed.

CASTRO, C. F. de A. (2002). *Gestão florestal no Brasil Colônia*. 199 p. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável), Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, DF.

CENTRO CULTURAL BANCO DO BRASIL (CCBB) (2004). *Antes: histórias da pré-história*. Rio de Janeiro: CCBB.

- CHAUNU, P. (1983). *L'expansion européenne du XIII^e au XV^e siècle*. PUF: Paris.
- _____. (1991). *Conquête et exploitation des nouveaux mondes: XVI^e siècle*. PUF: Paris.
- CHMYZ, I. (1976). Terminologia arqueológica brasileira para a cerâmica. *Cadernos de Arqueologia*, Paranaguá, n. 1, p. 119-148.
- CHOMITZ, K. (2007). *At Loggerheads? Agricultural Expansion, Poverty Reduction and Environment in the Tropical Forests*. Washington, DC: World Bank.
- CHOUMERT, J.; COMBES-MOTEL, P.; DAKPO, H. K. (2013). Is the environmental Kuznets curve for deforestation a threatened theory? A meta-analysis of the literature. *Ecological Economics*, v. 90, [s.n.], p. 19-28.
- CLEMENT, C. R.; DENEVAN, W. M.; HECKENBERGER, M. J.; JUNQUEIRA, A. B.; NEVES, E. G.; TEIXEIRA, W. G.; WOODS, W. I. (2015). The domestication of Amazonia before European conquest. *Proceedings Royal Society B*, [s.v.], n. 282, p. 1-9.
- COHN, A. S.; MOSNIER, A.; HAVLÍK, P.; VALIN, H.; HERRERO, M.; SCHMID, E.; O'HARE, M.; OBERSTEINER, M. (2014). Cattle ranching intensification in Brazil can reduce global greenhouse gas emissions by sparing land from deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 111, n. 20, p. 198-211.
- COLINVAUX, P.A.; OLIVEIRA, P.E. de (2000). Paleoecology and climate of the Amazon basin during the last glacial cycle. *Journal of Quaternary Science*, v. 15, n. 4, p. 347-356.
- COUTO, J. (1999). A gênese do Brasil. In: MOTA, C. G (org.). *Viagem incompleta: a experiência brasileira. Formação: histórias*. São Paulo: Senac São Paulo, p. 45-70.
- CUNHA, M. C. (1992). *História dos indígenas no Brasil*. São Paulo: Companhia das Letras.
- DEAN, W. (1996). *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. São Paulo: Companhia das Letras.

DEFRIES, R. S.; LIU, J.; HULL, V.; BASTISTELLA, M.; DIETZ, T.; FU, F.; HERTEL, T.; IZAURRALDE, R. C.; LAMBIN, E. F.; LI, S.; MARTINELLI, L. A.; MCCONNELL, W. J.; MORAN, E.; NAYLOR, R.; OUYANG, Z.; POLENSKE, K. R.; REENBERG, A.; ROCHA, G. de M.; SIMMONS, C.; VERBURG, P. H.; VITOUSEK, P. H.; ZHANG, F.; ZHU, C. (2013). Framing sustainability in a telecoupled world. *Ecology and society*, v. 18, n.2, p. 1-17.

DEL PRIORE, M. (2016a). *Histórias da gente brasileira: Colônia – volume 1*. São Paulo: Leya.

_____. (2016b). *Histórias da gente brasileira: Império – volume 2*. São Paulo: Leya.

DENEVAN, W. M. (1992). The pristine myth: the landscape of the Americas in 1492. *Annals of the Association of American Geographers*. Washington, v. 82, n. 3, p. 369-385.

DIAS-FILHO, M. B.; ANDRADE, C. M. S. de (eds.) (2019). *Recuperação de pastagens degradadas na Amazônia*. Brasília: Embrapa.

DIAS, L. G. V. (2002). A Guerra dos Bárbaros: manifestações das forças colonizadoras e da resistência nativa na América Portuguesa. *Revista Eletrônica de História do Brasil*. Juiz de Fora: UFJF, v. 5, n. 1, p. 5-15.

DIAS, M. O. L. (2005). *A interiorização da metrópole e outros estudos*. São Paulo: Alameda Casa Editorial.

DINIZ, B. P. C. (2006). *O grande cerrado do Brasil central: geopolítica e economia*. 231f. Tese (Doutorado em Geografia), Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

DORATIOTO, F. (2002). *Maldita Guerra: nova história da Guerra do Paraguai*. São Paulo: Companhia das Letras.

ERMGASSEN, E. K. H. J. zu; GODAR, J.; LATHUILLIÈRE, M. J.; LÖFGREN, P.; GARDNER, T.; VASCONCELOS, A.; MEYFROIDT, P. (2020). The origin, supply chain, and deforestation risk of Brazil's beef exports. *Proceedings of the National*

Academy of Sciences of the United States of America, v. 117, n. 50, p. 31770-31779.

EUCLIDES FILHO, K. (2008). A pecuária de corte no Cerrado brasileiro. In: FALEIRO, F. G.; FARIAS NETO, A. L. de (ed.). *Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, p. 613-644.

EVANS, C. (1955). New archeological Interpretations in northeastern South America. In: *New Interpretation of Aboriginal American Culture History*. 75th Anniversary Volume of the Anthropologist Society of Washington. Washington, D.C, p. 82-84.

EVANS, C. (1972). New archeological interpretations in northeastern South America. In: *New Interpretation of Aboriginal American Culture History: 75th Anniversary Volume of the Anthropological Society of Washington*. Cooper Square Publishers, Inc.: New York, pp. 82-95.

FAORO, R. (2021). *Os donos do poder: formação do patronato político brasileiro*. São Paulo: Companhia das Letras.

FARIA, S. C. (1998). *A colônia em movimento: fortuna e família no cotidiano colonial*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.

FAUSTO, B. (2019). *História do Brasil*. São Paulo: EDUSP, 14 ed.

FEARNSIDE, P. M. (2001). Soybean cultivation as a threat to the environmental in Brazil. *Environmental Conservation*, v. 28, [s. n.], p. 23-38.

_____. (2002). Avança Brasil: environmental and social consequences of Brazil's planned infrastructure in Amazonia. *Environmental Management*, v. 30, n. 6, p. 735-747.

_____. (2016). Brazilian politics threaten environmental policies. *Science*, v. 353, [s.n.], p. 746–748

FIGUEIREDO, A. H. de. (2000). De espaço a território: uma contextualização da captura da Amazônia pelo Estado Português. *GEO UERJ*. Rio de Janeiro, [s.v.], n. 8, p.7-16.

_____. (2016). Formação territorial. In: _____. (org.). *Brasil: uma visão geográfica e ambiental no início do século XXI*. Rio de Janeiro: IBGE, p. 10-39.

FORMAN, R. T. T. (1997). *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge: Cambridge University Press.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. (1986). *Landscape ecology*. New York: John Wiley.

FREITAS, M. N. de; PASA, M. C. (2011). *En-canto: a etno-ornitologia no sul de Mato Grosso*. Jundiaí, São Paulo: Paco Editora.

FREYRE, G. (2004). *Nordeste*. Global: São Paulo.

_____. (2006). *Casa-grande & senzala: formação da família brasileira sob o regime da economia patriarcal*. São Paulo: Global.

FUNDAÇÃO NACIONAL DO ÍNDIO (FUNAI). (2020a). Disponível em: <http://www.funai.gov.br/index.php/indios-no-brasil/quem-sao?limitstart=0#>.

Acesso em: 25 julho 2020.

_____. (2020b) Disponível em: <http://www.funai.gov.br/index.php/indios-no-brasil/terras-indigenas>. Acesso em: 30 dezembro 2020.

FURTADO, C. (2007). *Formação econômica do Brasil*. São Paulo: Companhia das Letras.

_____. (2013). A estrutura agrária no subdesenvolvimento brasileiro. In: D'AGUIAR, R. F. *Essencial Celso Furtado*. São Paulo: Penguin Classics Companhia das Letras, p. 298-333.

GADELHA, R. M. A. F. (2002). Conquista e ocupação da Amazônia: a fronteira Norte do Brasil. *Estudos Avançados*, v. 16, n. 45, p. 53-79.

GANEM, R. S.; DRUMMOND, J. A.; FRANCO, J. L. de A. (2008). Ocupação humana e impactos ambientais no bioma Cerrado: dos bandeirantes à política de biocombustíveis. In: IV ENCONTRO NACIONAL DA ANPPAS, 2008, Brasília, DF. *Anais...* Brasília: IV Encontro Nacional da ANPPAS, p. 1-20.

GARRETT, R. D.; KOH, I.; LAMBIN, E. F.; WAROUX, Y. le P. de.; KASTENS, J. H.; BROWN, J. C. (2018). Intensification in agriculture-forest frontiers: land use responses to development and conservation policies in Brazil. *Global Environmentak Change*, v. 53, [s. n.], p. 233-243.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. (2002). Proximate causes und underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*, v. 52, n. 2, p. 143-150.

GIBBS, H. K.; RAUSCH, L.; MUNGER, J.; SCHELLY, I.; MORTON, D. C.; NOOJIPADY, P.; SOARES-FILHO, B.; BARRETO, P.; MICOL, L.; WALKER, N. F. (2015) Brazil's soy moratorium. *Science*, v. 347, [s.n.], p. 377–378.

GIBBS, H. K.; MUNGER, J.; L'ROE, J.; BARRETO, P.; PEREIRA, P.; CHRISTIE, M.; AMARAL, T.; WALKER, N. F. (2016). Did ranchers and slaughterhouses respond to zero-deforestation agreements in the Brazilian Amazon? *Conservation Letters*, v. 9, [s.n.], p. 32-42.

GLASER, B. (2007). Prehistorically modified soils of central Amazonia: a model for sustainable agriculture in the twenty-first century. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences*, v. 362, n. 1478, p. 187-196.

GLASER, B.; BIRK, J. J. (2012). State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de índio). *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 82, [s.n.], p. 39-51.

GOLLNOW, F. (2017). *Land use change and land use displacement dynamics in Mato Grosso and Pará, Brazilian Amazon*. 127f. Tese (Doutorado em Geografia), Geographisches Institut, Humboldt-Universität zu Berlin, Berlin.

GOMES, F. S. (1997). *A hidra e os pântanos: quilombos e mocambos no Brasil*. 782f. Tese (Doutorado em História), Departamento de História do Instituto de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP.

_____. Migrações, populações indígenas e etno-genese na América Portuguesa (Amazônia Colonial, s. XVIII). *Nuevo Mundo Mundos Nuevos*, [s.v.], [s. n.], [s. p.]. Disponível em: <https://journals.openedition.org/nuevomundo/60721#quotation>, Acesso em: 20 de maio de 2021.

GOMES, L. (2019). *Escravidão: do primeiro leilão de cativos em Portugal à morte de Zumbi dos Palmares*, volume 1. Rio de Janeiro: Globo Livros.

GONZÁLEZ, E. M. R. (1996). Os grupos ceramistas pré-coloniais do Centro-Oeste. *Revista do Museu de Arqueologia e Etnologia*, São Paulo, [s.v.], n. 6, p. 83-121.

GOULART, J. A. (1965). *Brasil do boi ao couro: volume I - o boi*. Rio de Janeiro: GRD.

GRAU, H.; AIDE, M. (2008). Globalization and land-use transitions in Latin America. *Ecology and Society*, v. 13, n. 2, p. 1-12.

GREEN, J. M. H.; CROFT, S. A.; DURÁN, A. P.; BALMFORD, A. P.; BURGESS, N. D.; FICK, S.; GARDNER, T. A.; GODAR, J.; SUAVET, C.; VIRAH-SAWMY, M.; YOUNG, L. E.; WEST, C. D. (2019). Linking global drivers of agricultural trade to on-the-ground impacts on biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 116, n. 46, p. 23202-23208.

GUAPINDAIA, V. L. C. (2008). *Além da margem do rio: a ocupação Konduri e Pocó na região de Porto Trombeta, PA. 194f*. Tese (Doutorado em Arqueologia), Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

GUEDES, M. J. (1968). As primeiras expedições portuguesas e o reconhecimento da costa brasileira. *Revista Portuguesa de História*, v. 12, n. 2, p. 247-267.

GUIMARÃES, A. P. (1989). *Quatro séculos de latifúndio*. Rio de Janeiro: Paz e Terra.

GUIDON, N. (1984). Reflexões sobre o povoamento da América. *Dédalo*, [s.v.], n. 23, p. 153-162.

HAFFER, J.; PRANCE, G.T. (2002). Impulsos climáticos da evolução na Amazônia durante o Cenozóico: sobre a teoria dos Refúgios da diferenciação biótica. *Estudos Avançados*, v. 16, n. 46, p. 175-206.

HAMMEN, T.; ABSY, M.L. (1994). Amazonia during the last glacial. *Palaeogeography, Paleoclimatology, Palaeocology*, v. 109, n. 3, p. 247-261.

HAMMEN, T.; HOOGHIESTR, H. (2000). Neogene and quaternary history of vegetation, climate, and plant diversity in Amazonia. *Quaternary Science Reviews*, v. 19, n. 8, p. 725-742.

HARGRAVE, J.; KIS-KATOS, K. (2013). Economic causes of deforestation in the Brazilian Amazon: a panel data analysis for the 2000s. *Environmental and Resource Economics*, v. 54, [s.n.], p. 471-494.

HECKENBERGER, M. J.; KUIKURO, A.; KUIKURO, U. T.; RUSSELL, J. C.; SCHMIDT, M.; FAUSTO, C.; FRANCHETTO, B. (2003). Amazonia 1492: pristine forest or cultural Parkland? *Science*, v. 301, n. 5640, p. 1710-1714.

HEMMING, J. (2007). *Ouro Vermelho*. São Paulo: EDUSP.

_____. (2009). *Fronteira Amazônica*. São Paulo: EDUSP.

_____. (2011). *Árvore de rios: a história da Amazônia*. São Paulo: SENAC.

HOMMA, A. K. (2003). *História da agricultura na Amazônia: da era pré-colombiana ao terceiro milênio*. Brasília: Embrapa.

HOLANDA, S. B. de. (2010). *Visão do Paraíso*. São Paulo: Companhia das Letras.

_____. (2014). *Raízes do Brasil*. São Paulo: Companhia das Letras, 27 ed.

_____. (2017). *Caminhos e fronteiras*. São Paulo: Companhia das Letras, 4 ed.

HORNBORG, A. (2005). Ethnogenesis, regional integration, and ecology in prehistoric Amazonia: toward a system perspective. *Current Anthropology*, Chicago, v. 46, n. 1, p. 589-620.

HUIZINGA, J. (2010). *O outono da Idade Média: estudo sobre as formas de vida e de pensamento dos séculos XIV e XV na França e nos Países Baixos*. São Paulo: Cosac Naify.

IGLÉSIAS, F. (1958). *Política econômica do governo provincial mineiro (1835-1889)*. Rio de Janeiro: Instituto Nacional do Livro.

INSTITUTO DO HOMEM E MEIO AMBIENTE DA AMAZÔNIA (IMAZON). (2021). Disponível em: <https://imazon.org.br/como-melhorar-a-eficacia-dos-acordos->

[contra-o-desmatamento-associado-a-pecuaria-na-amazonia/](#). Acesso em: 3 de dezembro de 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). (2020a). *Censo Demográfico 2010*. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-demografico/demografico-2010/inicial>. Acesso em: 26 dezembro 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISA ESPACIAIS (INPE). (2021a). Disponível em: http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=5811#:~:text=INPE%20%2F%20Not%C3%ADcias%20%2D%20A%20taxa%20consolidada,2020%20foi%20de%2010.851%20km2. Acesso em: 02 de setembro de 2021.

_____. (2021b). Disponível em: <http://terrabrasis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/cerrado/increments>. Acesso em: 03 de setembro de 2021.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL (ISA) (2021). Disponível em: <https://terrasindigenas.org.br/>. Acesso em: 08 junho 2021.

JECUPÉ, K. W. (2020). *A terra dos mil povos: história indígena do Brasil contada por um índio*. São Paulo: Petrópolis, 2 ed.

JEUCK, J. A.; CUBBAGE, F. W.; ABT, R. R.; BARDON, R. E.; MCCARTER, J. B.; COULSTON, J. W.; RENKOW, M. A. (2014). Assessing independent variables used in econometric modeling forest land use or land cover change: a meta-analysis. *Forests*, v. 5, n. 7, p. 1532-1564.

JORGE, W. (2013). A genômica bovina: origem e evolução de taurinos e zebuínos. *Veterinaria e Zootecnia*, v. 20, n. 2, p. 217-237.

JUNQUEIRA, A. B. (2015). *Anthropogenic soils in central Amazonia: farmers' practices, agrobiodiversity, and land-use patterns*. 163f. Tese (Doutorado em Ecologia da Produção e Conservação de Recursos Naturais), Wageningen University, Wageningen, NL.

JUSYS, T. (2017). A confirmation of the indirect impact of sugarcane on deforestation in the Amazon. *Journal of Land Use Science*, v. 12, n. 2-3, p. 125-137.

KASTENS, J. H.; BROWN, J. C.; COUTINHO, A. C.; BISHOP, C. R.; ESQUERDO, J. C. D. M. (2017). Soy moratorium impacts on soybeans and deforestation dynamics in Mato Grosso, Brazil. *PLoSOne*, v. 12, n. 4, p. 1-21.

KERN, D. C.; D'AQUINO, G.; RODRIGUES, T. E.; FRAZÃO, F. J. L.; SOMBROEK, W.; MYERS, T. P.; NEVES, E. G. (2003). Distribution of Amazonian Dark Earths in the Brazilian Amazon. In: LEHMANN, J.; KERN, D. C.; GLASER, B.; WOODS, W. I. (eds). *Amazonian Dark Earths: origin, properties, and management*. Dordrecht, Holanda: Kluwer Academic Publishers, p. 51-76.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. (2005). Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 707-713.

KOCH, N.; ERMGASSEN, E. zu; WEHKAMP, J.; OLIVEIRA FILHO, F.; SCHWERHOFF, G. (2019). Agricultural productivity and forest conservation: evidence from the Brazilian Amazon. *American Journal Agricultural Economics*, v. 101, n. 3, p. 919-940.

KOPENAWA, D.; ALBERT, B. (2015). *A queda do céu: palavras de um xamã yanomami*. São Paulo: Companhia das Letras.

KRENAK, A. (2020). *A vida não é útil*. São Paulo: Companhia das Letras.

KUZNESOF, E. A. (1980). The role of the merchants in the economic development of São Paulo, 1765-1850. *The Hispanic American Historical Review*, v. 60, n. 4, p. 571-592.

LACERDA, M. L. (1960). *Tratado das terras do Brasil: volume I*. Rio de Janeiro: Alba.

LAGO, L. A. C. do. (2014). *Da escravidão ao trabalho livre: Brasil, 1550-1900*. São Paulo: Companhia das Letras.

_____. (2019). *Latifúndio e pequena propriedade: estrutura fundiária e economia no Brasil da Colônia ao Império*. Rio de Janeiro: PUC-Rio, 154p. (Texto para discussão n. 667).

- LAMBIN, E. F.; MEYFROIDT, P. (2011). Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 108, n. 9, p. 3465-3472.
- LANDAU, E. C.; SILVA, G. A. da; MOURA, L.; HIRSCH, A.; GUIMARÃES, D. P. (eds.) (2020). *Dinâmica da produção agropecuária e da paisagem natural no Brasil nas últimas décadas: cenário histórico, divisão política, características demográficas, socioeconômicos e ambientais – volume 1*. Brasília, DF: Embrapa.
- LAPOLA, D. M.; SCHALDACH, R.; ALCAMO, J.; BONDEAU, A.; KOCH, J.; KOELKING, C.; PRIESS, J. A. (2010). Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 107, n. 8, p. 3388-3393.
- LATHRAP, D. W. (1970). *The Upper Amazon*. Londres: Thames and Hudson.
- _____. (1973). The antiquity and importance of long-distance trade relationships in the moist tropics of pre-Columbian South America. *World Archaeology*, vol. 5, n. 2, 170–186.
- _____. (1977). Our father the Cayman, our mother the gourd. In: REED, C.A. *Origins of agriculture*. Chicago: Mouton Publisher, 1977, p. 713-752.
- LEMOES, F. K. (2013). *A evolução da bovinocultura de corte brasileira: elementos para a caracterização do papel da Ciência e da tecnologia na sua trajetória de desenvolvimento*. 242f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção), Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- LEPSCH, I. F. (2010). *Formação e conservação dos solos*. São Paulo: Oficina de Textos, 2 ed.
- LIMA, R. C. (1990). *Pequena história ambiental: sesmarias e terras devolutas*. São Paulo: Secretária de Estado da Cultura, 4 ed.
- LIMA, G. F. B. (2002). *Evolução histórica da propriedade territorial no Brasil*. 305f. Dissertação (Mestrado em Direito Civil) – Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.
- LIMA, J. S. (2009). *Pau-brasil: os diferentes significados dos discursos de conservação – séculos XIX e XX*. 136f. Dissertação (Mestrado em Ciências

Sociais em Desenvolvimento, Agricultura e Sociedade), Instituto de Ciências Humanas e Sociais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

LINHARES, M. Y. L. (1979). *História do abastecimento: uma problemática em questão, 1530-1918*. Brasília: Biblioteca Nacional de Agricultura.

_____. (1983). Subsistência e sistemas agrários na Colônia: uma discussão. *Estudos Econômicos/USP*, v. 13, número especial, p. 745-762.

_____. (1996a). Pecuária, alimentos e sistemas agrários no Brasil (séculos XVII e XVIII). *Relume Dumará/UFF*, v. 1, n. 2, p. 132-150.

_____. (1996b). A pecuária e a produção de alimentos na Colônia. In: SZMRECSÁNYI, T (org.). *História econômica do período colonial*. São Paulo: HUCITEC, FAPESP, ABPHE, p. 109-121.

LINHARES, M. Y. L.; SILVA, F. C. T. da. (1979). *História política do abastecimento (1918-1974)*. Brasília: Biblioteca Nacional de Agricultura.

_____. (1981). *História da agricultura brasileira: combates e controvérsias*. Brasiliense: São Paulo.

LUI, G. H. (2008). *Ocupação humana e transformação da paisagem na Amazônia brasileira*. 181f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura Luiz Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

MACEDO, M. N.; DEFRIES, R. S.; MORTON, D. C.; STICKLER, C. M.; GALFORD, G. L.; SHIMABUKURO, Y. E. (2012). Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 109, n. 4, p. 1341-1346.

MADALENO, I. M. (2011). Desenvolver a Amazônia? História da ocupação humana da Amazônia brasileira. *Espaço & Geografia*, v. 14, n. 1, p. 331-360.

MARGULIS, S. (2003). *Causas do desmatamento da Amazônia brasileira*. Brasília: Banco Mundial, 1 ed.

MARQUES, L. (2018). *Capitalismo e colapso ambiental*. Campinas, SP: Editora da Unicamp, 3 ed.

MARTÍN, G. (1997). *Pré-história do Nordeste do Brasil*. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2 ed.

MARTINS, J. S. (1998). A vida privada nas áreas de expansão da sociedade brasileira. In: NOVAIS, F.; SCHWARCZ, L. M. (org.). *História da vida privada no Brasil: contrastes da intimidade contemporânea*. São Paulo: Companhia das Letras, p. 659-726.

MCEWAN, C.; BARRETO, C.; NEVES, E. (eds.) (2001). *Unknown Amazon: culture in nature in ancient Brazil*. London: British Museum Press.

MEDEIROS NETO, J. B. de. (1970). *Desafio à pecuária brasileira*. Porto Alegre: Editora Sulina.

MEDRADO, J. (2013). *Do pastoreio à pecuária: a invenção da modernização rural nos sertões do Brasil Central*. 255f. Tese (Doutorado em História), Departamento de História do Programa de Pós-Graduação do Instituto de Ciências Humanas e Filosofia, Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ.

MEGGERS, B. (1954). Environmental limitation on the development of culture. *American Anthropologist*, vol. 56, n. 5, p. 801-824.

_____. (1977). *Amazônia, a ilusão de um paraíso*. Rio de Janeiro: Civilização Brasileira.

_____. (1979). *América pré-histórica*. Rio de Janeiro: Paz e Terra.

MEGGERS, B.J.; EVANS, C.J. (1957). *Archeological investigations at the mouth of the Amazon*. Washington: U.S. Government Printing Office.

_____. (1985). *A utilização de sequências seriadas para inferir comportamento social*. Rio de Janeiro: Instituto de Arqueologia Brasileira, 48 p (Boletim Série Ensaio n.3).

MEGGERS, B. J.; MILLER, E. (2003). Hunter-Gatherers in Amazonia during the Pleistocene-Holocene Transition. In: MERCADER, J. (ed.). *Under the Canopy the Archaeology of Tropical Rainforests*. Londres: Rüdgers University Press, p. 291–316.

MELATTI, J. C. (2014). *Índios do Brasil*. São Paulo: EDUSP.

MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL DO ESTADO DO PARÁ (MPF/Pará) (2021). Disponível em: http://www.mpf.mp.br/pa/sala-de-imprensa/documentos/2021/apresentacao_auditorias_cadeia_pecuaria_pa_07-10-2021.pdf/. Acesso em: 10 de dezembro de 2021.

MIRANDA, E. E. (2006). Campeões de desmatamento. *Revista da Política Agrícola*, v. 15, n. 3, p. 83-84.

MOFETTE, F.; SKIDMORE, M.; GIBBS, H. K. (2021). Environmental policies that shape productivity: evidence from cattle ranching in the Amazon. *Journal of Environmental Economics and Management*, v. 109, [s. n.], p. 1-25.

MONTEIRO, M. D. A.; COELHO, M. C. N. (2004). As políticas federais e reconfigurações espaciais na Amazônia. *Novos Cadernos NAEA*, v. 7, n. 1, p. 91-122.

MORAES, A. C. R. (2011). *Bases da formação territorial do Brasil: o território colonial no “longo” século XVI*. São Paulo: Annablume, 2 ed.

MORAN, E.F. (1990). *A ecologia humana das populações da Amazônia*. Petrópolis: Vozes.

MOREIRA, K. S.; JUNQUEIRA JR. J. A.; SOUSA, P. E. de O.; MOREIRA, H. S.; BALIZA, D. P. (2021). A evolução da legislação ambiental no contexto histórico brasileiro. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 2, p. 1-21.

MORTON, D. C.; DEFRIES, R. S.; SHIMABUKURO, Y. E.; ANDERSON, L. O.; ARAI, E.; ESPÍRITO-SANTO; F. del B.; FREITAS, R.; MORISETTE, J. (2006). Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proceedings of National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 103, n. 39, p. 14637-14641.

MORTON, D. C.; NOOJIPADY, P.; MACEDO, M. M.; GIBBS, H. K.; VICTORIA, D. C.; BOLFE, E. L. (2016). Reevaluating suitability estimates based on dynamics of cropland expansion in the Brazilian Amazon. *Global Environmental Change*, v. 37, [s. n.], p. 92-101.

MOTA, C. G.; LOPEZ, A. (2016). *História do Brasil: uma interpretação*. São Paulo: Editora 34, 5 ed.

MOURA, A. M. M. de. (2016). Trajetória da política ambiental federal no Brasil. In: MOURA, A. M. M. de. (org.). *Governança ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas*. Brasília: IPEA, p. 13-43.

MOUTINHO, F. F. B. M. (2018). *Na trilha do boi: ocupação do território brasileira pela pecuária*. Rio de Janeiro: Gramma.

MOUTINHO, F. F. B. M.; BRUNO, S. F. (2016). *Se não fosse o pé do boi: uma breve história da floresta, do machado, da pecuária extensiva e da desertificação no Brasil*. Niterói: EDUFF.

MUNDURUKU, D. (2004). *Crônicas de São Paulo: um olhar indígena*. São Paulo: Callis.

MURARI, L. (2009). *Natureza e cultura no Brasil (1870-1922)*. São Paulo: Alameda.

MYERS, T. P.; DENEVAN, W. M.; WINKLERPRINS, A.; PORRO, A. (2003). Historical perspectives on Amazonian Dark Earths. In: LEHMANN, J.; KERN, D. C.; GLASER, B.; WOODS, W. I. (eds). *Amazonian Dark Earths: origin, properties, and management*. Dordrecht, Holanda: Kluwer Academic Publishers, p. 15-28.

NAVARRO, J. G. de M. (1799). *Discurso sobre o melhoramento da economia rustica do Brazil, pela introdução do arado, refórma das fomalhas, e conservação de suas mattas*. Lisboa: Oficina de Simão Thaddeo Ferreira.

NELSON, A.; CHOMITZ, K. M. (2011). Effectiveness of Strict vs. Multiple Use Protected Areas in Reducing Tropical Forest Fires: a global Analysis Using Matching Methods. *PLoS ONE*, v. 6, n. 8, p. 1-14.

NEPSTAD, D.; SCHEWARTZMAN, S.; BAMBERGER, B.; SANTILLI, M.; RAY, D.; SCHLESINGER, P.; LEFEBVRE, P.; ALENCAR, A.; PRINZ, E.; FISKE, G.; ROLLA, A. (2006). Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology*, v. 20, n. 1, p. 65-73.

NEPSTAD, D.; SOARES-FILHO, B. S.; MERRY, F.; LIMA, A.; MOUTINHO, P.; CARTER, J.; BOWMAN, M.; CATTANEO, A.; RODRIGUES, H.;

SCHWARTZMAN, S.; MCGRATH, D. G.; STICKLER, C. M.; LUBOWSSKI, R.; PIRIS-CABEZAS, P.; RIVERO, S.; ALENCAR, A.; ALMEIDA, O.; STELLA, O. (2009). The end of deforestation in the Brazilian Amazon. *Science*, v. 326, [s.n.], p. 1350-1351.

NEPSTAD, D.; MCGRATH D.; STICKLER, C.; ALENCAR, A.; AZEVEDO, A.; SWETTE, B.; BEZERRA, T.; DIGIANO, M.; SHIMADA, J.; MOTTA, R. S. da; ARMIJO, E.; CASTELLO, L.; BRANDO, P.; HANSEN, M. C.; MCGRATH-FORN, M.; CARVALHO, O.; HESS, L. (2014) Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science*, v. 344, n. 6188, p. 1118–1123.

NEPSTAD, L. (2017). *Brazil's Soy Moratorium: current expansion capacities, extension to the Cerrado, and increasing compliant production*. 54f. Dissertação (Master of Science), University of Minnesota, Minnesota, EUA.

NEVES, E. G. (1999-2000). O velho e o novo na arqueologia amazônica. *Revista USP*, [s.v.], n. 44, p. 86-111.

_____. O lugar dos lugares: escala e intensidade das modificações paisagísticas na Amazônia central pré-colonial em comparação com a Amazônia contemporânea (2005). *Ciência e Ambiente*, v. 31, n. 1, p. 79-91.

NEVES, E. G.; PETERSEN, J. B.; BARTONE, R. N.; SILVA, C. A. da. (2003). Historical and socio-cultural origins of Amazonian Dark Earths. In: LEHMANN, J.; KERN, D. C.; GLASER, B.; WOODS, W. I. (eds). *Amazonian Dark Earths: origin, properties, and management*. Dordrecht, Holanda: Kluwer Academic Publishers, p. 29-50.

NOLTE, C.; AGRAWAL, A.; SILVIUS, K. M.; SOARES-FILHO, B. S. (2013). Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 110, n. 13, p. 4956-4961.

OBERG, K. (2009). O campônio marginal no Brasil rural. In: WELCH, C. A.; MALAGODI, E. A.; CAVALCANTI, J. S. B.; WANDERLEY, M. de N. B. (org.). *Canponenses brasileiros: leituras e interpretações clássicas*, volume 1. São

Paulo: UNESP; Brasília: Núcleo de Estudos Agrários e Desenvolvimento Rural, p. 181-192.

OBSERVATÓRIO DO CÓDIGO FLORESTAL (2017). Guia prático para análise do atendimento ao Código Florestal. Disponível em: <https://www.bvrio.org/publicacao/163/guia-pratico-para-a-analise-do-atendimento-ao-codigo-florestal.pdf>.

OLIVEIRA, A. U. (1995). *Amazônia: monopólio, expropriação e conflitos*. Campinas: Papirus, 5 ed.

OLIVEIRA, L. L. de (2015). *Viver em Lisboa: século XVI*. São Paulo: Alameda Editorial.

OLIVEIRA, R. L; BARBOSA, M. A. A. de F. (org.) (2014). *Bovinocultura de corte: desafios e tecnologias*. Salvador: EDUFBA, 2 ed.

PÁDUA, J. A. (1998). “Cultura esgotada”: agricultura e destruição ambiental nas últimas décadas do Brasil monárquico. *Estudos Agricultura e Sociedade*, v. 11, [s.n.], p. 134-163.

_____. (2002). A busca pela agricultura sustentável no Brasil. In: CAMARGO, A.; CAPOBIANCO, J. P.; OLIVEIRA, J. A. P. de. *Meio ambiente – Brasil: avanços e obstáculos pós Rio-92*. São Paulo: Instituto Socioambiental, FGV e Estação Liberdade, p. 189-207.

_____. (2004a). *Um sopro de destruição: pensamento político e crítica ambiental no Brasil escravista (1786-1888)*. Rio de Janeiro: Zahar, 2 ed.

_____. (2004b). Defensores da Mata Atlântica no Brasil Colônia. *Nossa História*, [s.v.], n. 6, p. 14-22.

_____. (2005a). Pensamento ilustrado e crítica da destruição florestal no Brasil colonial. *Nômadias* (Colômbia), [s.v.], n. 22, p. 152-163.

_____. (2005b). “Arrastados por uma cega avareza”: as origens da crítica à destruição dos recursos naturais amazônicos. *Ciência e Ambiente*, [s.v.], n. 31, p. 133-146.

_____. (2009). Natureza e sociedade no Brasil monárquico. In: GRINBERG, K.; SALLES, R. (org.). *O Brasil Império*. Rio de Janeiro: Civilização Brasileira, vol. 3, p. 313-365.

_____. (2016). Os fundamentos históricos da conservação florestal no Brasil. In: SILVA, S. D.; SAYAGO, D.; TONI, F.; CAMPOS, F. I. (org). *Ensaio em ciências ambientais: crises, riscos e racionalidades*. Rio de Janeiro: Garamond, p. 185-216.

PEDROSA, T. de L. (2013). A Amazônia e um duplo paradoxo: o inferno verde ou um novo Eldorado?. *Revista de História da Arte e Arqueologia*, v. 19, [s.n.], p. 27-54.

PINTO, M. N. (1990). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. Brasília: Editora UNB.

POLAQUINI, L. E. M.; SOUZA, J. G.; GEBARA, J. J. (2006). Transformações técnico-produtivas e comerciais na pecuária de corte brasileira a partir da década de 90. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 35, n. 1, p. 321-327.

PRADO JR., C. (2011). *Formação do Brasil Contemporâneo*. São Paulo: Companhia das Letras.

_____. (2012). *História Econômica do Brasil*. São Paulo: Brasiliense, 26 ed.

PRESTES, M. E. de B. (1997). *A investigação da natureza no Brasil-Colônia*. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental). 193f. Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental da Universidade de São Paulo. São Paulo.

PUNTONI, P. (2002). *A Guerra dos bárbaros: povos indígenas e a colonização do Sertão Nordeste do Brasil, 1650-1720*. São Paulo: Hucitec/Edusp/Fapesp.

PROJETO DE MONITORAMENTO DO DESTAMENTO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA POR SATÉLITE (PRODES). (2021). Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodesuc.php>. Acesso em: 08 julho 2021.

PROUS, A. (1992). *Arqueologia Brasileira*. Brasília: Editora UNB.

_____. (2006). *Brasil Antes Dos Brasileiros: A Pré-História do Nosso País*. Rio de Janeiro: Zahar, 2 ed. rev.

REIS, J. J.; AGUIAR, M. G. D. de (1996). “Carne sem osso e farinha sem caroço”: o motim de 1858 contra a carestia da Bahia. *Revista de História da USP*, [s.v.], n. 135, p. 133-159.

REIS, J. J.; GOMES, F. dos S. (org.). (2021). *Revoltas escravas no Brasil*. São Paulo: Companhia das Letras.

RIBEIRO, D. (2015). *O povo brasileiro: a formação e o sentido do Brasil*. São Paulo: Global.

RICHARDS, P. D. (2012). *Indirect land use change and the future of the Amazon*. 304f. Tese (Doutorado em Geografia), Michigan State University, Michigan.

RICUPERO, R. (2017). *A diplomacia na construção do Brasil (1750-2016)*. Rio de Janeiro: Versal Editores, 1 ed.

RIVERO, S.; ALMEIDA, O.; ÁVILA, S.; OLIVEIRA, W. (2009). Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. *Nova Economia*, v. 19, n. 1, p. 41-66.

ROCHEDO, P. R. R.; SOARES-FILHO, B.; SCHAEFFER, R.; VIOLA, E.; SZKLO, A.; LUCENA, A. F. P.; KOBERLE, A.; DAVIS, J. L.; RAJÃO, R.; RATHMANN, R. (2018). The threat of political bargaining to climate mitigation in Brazil. *Nature Climate Change*, v. 8, [s.n.], p. 695-698.

ROOSEVELT, A. C. (1992). Secrets of the forest – an archaeologist reappraises the past – and future – of Amazonia. *The Sciences*, v. 32, n. 6, p. 22-28.

_____. (2002). Clovis in context: new light on the peopling of the Americas. *Human Evolution*, v. 17, n 1-2, p. 95-112.

_____. (2014). The Amazon and the Anthropocene: 13,000 years of human influence in a tropical rainforest. *Anthropocene*, v. 4, [s.n.], p. 69-87.

ROOSEVELT, A.C.; HOUSLEY, R.A.; IMAZIO DA SILVEIRA, M.; MARANCA, S.; JOHNSON, R. (1991). Eighth millennium pottery from a prehistoric shell midden in the Brazilian Amazon. *Science*, v. 254, n. 5038, p. 1621-1624.

ROOSEVELT, A.; COSTA, M. L. da; MACHADO, C. L.; MICHAEL, M.; MERCIER, N.; VALLADAS, H.; FEATHERS, J.; BARNETT, W.; SILVEIRA, M. I. da; HENDERSON, A.; SILVA, J.; CHERNOFF, B.; REESE, D. S.; HOLMAN, J. A.;

TOTH, N.; SCHICK, K. (1996). Paleoindian cave dwellers in the Amazon: the peopling of the Americas. *Science*, v.272, p.373-84.

ROOSEVELT, A.; DOUGLAS, J.; BROWN, L. (2002). The migrations and adaptations of the first Americans: Clovis and pre-Clovis viewed from South America. In: JABLONSKY, N. (ed.) *The First Americans: the Pleistocene Colonization of the World*. San Francisco: Wattis Symposium Series in Anthropology, p. 159-236.

RUDEL, T. K.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; LAURANCE, W. F. (2009). Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation. *Conservation Biology*, v. 23, n. 6, p. 1396–1405.

RUDORFF, B. F. T.; ADAMI, M.; AGUIAR, D. A. de; MOREIRA, M. A.; MELLO, M. P.; FABIANI, L.; AMARAL, D. F.; PIRES, B. M. (2011). The soy moratorium in the Amazon biome monitored by remote sensing images. *Remote Sensing*, v. 3, n. 12, p. 185-202.

SÁ, S. A. de; PALMER, C.; FALCO, S. di (2013). Dynamics of indirect land-use change: empirical evidence from Brazil. *Journal of Environmental Economics and Management*, v. 65, n. 3, p. 377-393.

SALVADOR, F. V. do (2010). *História do Brasil*. Brasília: Senado Federal.

SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de; RIBEIRO, J. F. (eds.) (2008). *Cerrado: ecologia e flora*. Brasília: Embrapa, vol. 1.

SCHMITZ, P. I. (1987). Prehistoric hunters and gatherers of Brazil. *Journal of World Prehistory*, v.1, n.1, p.53-126.

_____. (1990). O povoamento Pleistocênico do Brasil. *Revista de Arqueologia Americana*, v.1, p.33-68.

SCHWARCZ, L. M.; STARLING, H. M. (2015). *Brasil: uma biografia*. São Paulo: Companhia das Letras.

_____. (2020). *A bailarina da morte: a gripe espanhola no Brasil*. São Paulo: Companhia das Letras.

SCHWARCZ, L. M.; GOMES, F. (org.). *Dicionário da escravidão e da liberdade*. São Paulo: Companhia das Letras.

SCHWARCZ, L. M. (1998). *As barbas do imperador*. São Paulo: Companhia das Letras.

_____. (2002). *A longa viagem da biblioteca dos reis: do terremoto de Lisboa à independência do Brasil*. São Paulo: Companhia das Letras.

_____. (2008). *O sol do Brasil: Nicolas-Antoine Taunay e as desventuras dos artistas franceses na corte de d. João*. São Paulo: Companhia das Letras.

_____. (2019). *Sobre o autoritarismo brasileiro*. São Paulo: Companhia das Letras.

SCHWARTZ, S. (1999). "Gente da terra braziliense da nação". Pensando o Brasil: a construção de um povo. In: MOTA, C. G (org.). *Viagem incompleta: a experiência brasileira*. Formação: histórias. São Paulo: Senac São Paulo, p. 103-126.

SEROA DA MOTTA, R (2011). A política nacional sobre mudança do clima: aspectos regulatórios e de governança. In: SEROA DA MOTTA, R.; HARGRAVE, J.; LUEDEMANN, G.; GUTIERREZ, M. B. S. *Mudanças no Clima no Brasil: aspectos econômicos, sociais e regulatórios*. Brasília: IPEA, p. 31-42.

SILVA, J. B. D'A. e (1825). *Representação à Assembleia Geral Constituinte e Legislativa do Imperio do Brasil sobre a Escravatura*. Paris: Typographia de Firmin Didot.

SILVA, F. C. T. da (1996a). *A morfologia da escassez: política econômica e crises de subsistência no Brasil colonial (Salvador e Rio de Janeiro, 1690-1790)*. 415 p. Tese (Doutorado em História), Pós-Graduação em História, Niterói, RJ.

_____. (1996b). Pecuária, agricultura de alimentos e recursos naturais no Brasil-colônia. In: SZMRECSÁNYI, T (org.). *História econômica do período colonial*. São Paulo: HUCITEC, FAPESP, ABPHE, p. 123-159.

_____. (1997). Pecuária e formação do mercado interno no Brasil-colônia. *Estudos Sociedade e Agricultura*, v. 5, n. 1, p. 119-156.

SILVA, A. da C. R. (2011). *A manilha e o libambo: a África e escravidão, de 1500 a 1700*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2 ed.

SILVA, S. Z.; TRICHES, D.; MALAFAIA, G. (2011). Análise das barreiras não tarifárias à exportação na cadeia da carne bovina brasileira. *Revista de Política Agrícola*, v. 20, n. 2, p. 23-39.

SILVA, M. C. da; BOAVENTURA, V. M.; FIORAVANTI, M. C. S. (2012). História do povoamento bovino no Brasil Central. *Revista UFG*, [s.v.], n. 13, p. 34-41.

SILVA, R. de O.; BARIONI, L. G.; HALL, J. A. J.; MATSUURA, M. F.; ZANETTI, T. A.; FERNANDES, F. A.; MORAN, D. (2016). Increasing beef production could lower greenhouse gas emissions in Brazil if decoupled from deforestation. *Nature Climate Change*, v. 6, [s.n.], p. 493-497.

SILVA, S. D. e. (2017). *No Oeste, a Terra e o céu: a expansão da fronteira agrícola no Brasil Central*. Rio de Janeiro: Mauad X.

SILVA JUNIOR, C. H. L.; PESSÔA, A. C. M.; CARVALHO, N. S. de; REIS, J. B. C. dos; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O. C. (2021). The Brazilian Amazon deforestation rate in 2020 is the greatest of the decade. *Nature Ecology & Evolution*, v. 5, [s. n.], p. 144-145.

SILVERMAN, H; ISBELL, W. (2008). *Handbook of South American Archaeology*. New York: Springer.

SIMONSEN, R. C. (2005). *História econômica do Brasil (1500-1820)*. Brasília: Senado Federal, 4 ed.

SOARES-FILHO, B.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D.; ANDERSON, A.; RODRIGUES, H.; GARCIA, R.; DIETZSCH, L.; MERRY, F.; BOWMAN, M.; HISSA, L.; SILVESTRINI, R.; MARETTI, C. (2010) Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 107, [s.n.], p. 10821–10826.

SOARES-FILHO B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. (2014). Cracking Brazil's forest code. *Science*, v. 344, [s.n.], p. 363–364.

SOMBROEK, W.; RUIVO, M. L.; FEARNISE, P. M.; GLASER, B.; LEHMANN, J. (2003). Amazonian Dark Earths as Carbon Stores and Sinks. In: LEHMANN, J.; KERN, D. C.; GLASER, B.; WOODS, W. I. (eds). *Amazonian Dark Earths: origin,*

properties, and management. Dordrecht, Holanda: Kluwer Academic Publishers, p. 125-140.

SOUZA, B. J. de (1939). *O pau brasil na história nacional*. São Paulo: Nacional.

SOUZA, G. S. (1879). *Tratado descritivo do Brasil em 1587*. Rio de Janeiro: Typographia de João Ignácio da Silva.

SOUZA, M. (2015). *Amazônia indígena*. Rio de Janeiro: Record.

_____. (2019). *História da Amazônia*. Rio de Janeiro: Record.

SOUZA, R. A. O. (1980). *História econômica da Amazônia (1800-1920)*. São Paulo: T. A. Queiroz.

SPERA, S. (2017). Agricultural intensification can preserve the Brazilian Cerrado: applying lessons from Mato Grosso and Goiás to Brazil's last agricultural frontier. *Tropical Conservation Science*, v. 10, [s. n.], p. 1-7.

STARLING, H. M. (2018). *Ser republicano no Brasil Colônia: a história de uma tradição esquecida*. São Paulo: Companhia das Letras.

STEFANINI, L. L. (1978). *A propriedade no direito agrário*. Imprensa: São Paulo.

STEWART, J.H. (org.) (1946). *Handbook of South American Indians: the marginal Tribes*, volume 1. United States Government Printing Office: Washington (Smithsonian Institution Bureau of American Ethnology – Bulletin 143).

_____. (1948). *Handbook of South American Indians: the marginal Tropical Forest*, volume 3. United States Government Printing Office: Washington (Smithsonian Institution Bureau of American Ethnology – Bulletin 143).

STRASSBURG, B. B. N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; SCARAMUZZA, C. A. de M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B.; BALMFORD, A. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, v 1, n. 4, p. 1–3.

SZMRECSÁNYI, T (org.). (1996). *História econômica do período colonial*. São Paulo: HUCITEC, FAPESP, ABPHE.

TAGLIETTI, D. B. (2005). A natureza social e econômica da lei de Terras de 1850. *Revista de Ciências Humanas*, v. 6, n. 7, p. 1-16.

TEIXEIRA, J. C.; HESPANHOL, A. N. (2014). A trajetória da pecuária bovina brasileira. *Caderno Prudentino de Geografia*, v. 1, n. 36, p. 26-38.

THEODORO, S. H.; LEONARDOS, O. H.; DUARTE, L. M. G. (2002). Cerrado: celeiro saqueado. In: DUARTE, L. M. G.; THEODORO, S. H. (org.). *Dilemas do Cerrado: entre o ecologicamente (in)correto e o socialmente (in)justo*. Rio de Janeiro: Garamond, p. 145-176.

THEVET, A. (1978). *As singularidades da França Antártica*. Belo Horizonte: Itatiaia.

TODOROV, T. (2019). *A conquista da América: a questão do outro*. São Paulo: WMF Martins Fontes.

TRITSCH, I.; ARVOR, D. (2016). Transition in environmental governance in the Brazilian Amazon: emergence of a new pattern of socio-economic development and deforestation. *Land Use Policy*, v. 59, [s. n.], p. 446-455.

TRIGGER, B. (2006). *A History of archaeological thought*. Cambridge: Cambridge University Press, 2 ed.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. (2015). *Landscape ecology: in theory and practice*. New York: Springer, 2 ed.

UGARTE, A. S. (2009). *Sertões de bárbaros: o mundo natural e as sociedades indígenas da Amazônia na visão dos cronistas ibéricos (séculos XVI-XVII)*. Manaus: Editora Valer.

VALENTIM, J. F.; ANDRADE, C. M. S. (2005). O desafio da pecuária extensiva sustentada. *Visão agrícola*, [s. v.], n. 3, p. 72-74.

_____. (2009). Tendências e perspectivas da pecuária bovina na Amazônia. *Amazônia: Ciência & Desenvolvimento*, v. 4, n. 8, p. 9-32.

VALVERDE, O. (1967). Geografia da pecuária no Brasil. *Finisterra*, v. 2, n. 4, p. 244-261.

VANDELLI, D. (1990). Memórias sobre a agricultura deste reino, e das suas conquistas. In: CARDOSO, J. L. *Memórias económicas da Academia Real das Ciências de Lisboa (1789-1815)* – Tomo I. Lisboa: Banco de Portugal, p. 164-175.

VARNHAGEN, F. A. (1877). *Historia geral do Brazil*: antes da sua separação e independencia de Portugal. Rio de Janeiro: Em casa de E. H. Laemmert, 2 ed.

VEBLEN, T. (2007). *The theory of the leisure class*. New York: Oxford University Press.

VIEIRA, R. R. S.; RIBEIRO, B. R.; RESENDE, F. M.; BRUM, F. T.; MACHADO, N.; SALES, L. P.; MACEDO, L.; SOARES-FILHO, B.; LOYOLA, R. (2017). Compliance to Brazil's Forest Code will not protect biodiversity and ecosystem services. *Diversity and Distributions*, v. 24, [s.n.], p. 434-438.

ZEMELLA, M. P. (1990). *O abastecimento da capitania das Minas Gerais no século XVIII*. São Paulo: HUCITEC/EDUSP.

WAINER, A. H. (1993). Legislação ambiental brasileira: evolução histórica do direito ambiental. *Revista de informação legislativa*, v. 30, n. 118, p. 191-206.

WALKER, N. F.; PATEL, S. A.; KALIF, K. A. B. (2013). From Amazon pasture to the high street; deforestation and the Brazilian cattle product supply chain. *Tropical Conservation Science*, v. 6, n. 3, p. 446-467.

WEHKAMP, J. (2017). *Institutional and fiscal policies conservation*. 197f. Tese (Doutorado em Economia), Technische Universität Berlin, Berlin.

WILLEY, G.; PHILLIPS, P. (1958). *Method and theory in American Archaeology*. Chicago: University of Chicago Press.

Capítulo 3

ACOCK, M. C.; PACHEPSKY, Y. A. A. (2000). Estimating missing weather data for agricultural simulations using group method of data handling. *Journal Climate Applied Meteorology and Climatology*, v. 39, [s.n.] p. 1176–1184.

AGARWAL, C.; GREEN, G. M.; GROVE, J. M.; EVANS, T. P.; SCHWEIK, C. M. (2002). *A review and assessment of land-use change models: dynamics of space, time, and human choice*. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. 61 p. (General technical report n. 297).

ALLEN, R. J.; DEGAETANO, A. T. (2001). Estimating missing daily temperature extremes using an optimized regression approach. *International Journal of Climatology*, v. 21, [s.n.] p. 1305-1319.

ALMEIDA, C.A; COUTINHO, A.C.; ESQUERDO, J. C. D. M.; ADAMI, M.; VENTURIERI, A.; DINIZ, C. G.; DESSAY, N.; DURIEUX, L.; GOMES, A. R. (2016). High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. *Acta Amazonica*, v. 46, n. 3, p. 291-302.

ANDERSON, K; REIS, E.; SPERANZA, J. (2007). The effects of climate change on profitability and land use: a municipal cross-sectional analysis. In: XV CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA, 2007, Aracaju, SE. *Anais...* Aracaju: Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, p. 1-5.

ANGELSEN, A.; KAIMOWITZ, D. (1999). Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. *The World Bank Research Observer*, v. 14, n. 1, p. 73–98.

ANGELSEN, A.; RUDEL, T. K. (2013). Designing and implementing effective REDD+ policies: A forest transition approach. *Review of Environmental Economics and Policy*, v. 7, n. 1, p. 91–113.

ANUÁRIO DA PECUÁRIA BRASILEIRA (Anualpec). (2018). *Anuário da pecuária brasileira 2018*. São Paulo: IEG & FNP.

_____. (2019). *Anuário da pecuária brasileira 2019*. São Paulo: IEG & FNP.

ARIMA, E. Y.; RICHARDS, P.; WALKER, R.; CALDAS, M. M. (2011). Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. *Environment Research Letters*, v. 6, n. 2, p. 1-7.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS EXPORTADORAS DE CARNE (ABIEC). (2021). Disponível em: <http://abiec.com.br/publicacoes/beef-report-2020/>. Acesso em: 04 de julho de 2021.

BAILEY, D.; BRORSEN, B. W.; THOMSEN, M. R. (1995). Identifying buyer market areas and the impact of buyer concentration in feeder cattle markets using mapping and spatial statistics. *American Journal of Agricultural Economics*, v. 77, n. 2, p. 309-318.

BANCO CENTRAL DO BRASIL (BACEN). (2021a). Disponível em: https://www.bcb.gov.br/estabilidadefinanceira/anuario_estat_credrural. Acesso em: 28 de março de 2021.

_____. (2021b). Disponível em: <https://www.bcb.gov.br/estabilidadefinanceira/micrrural>. Acesso em: 28 de março de 2021.

_____. (2021c). Disponível em: <https://www.bcb.gov.br/estabilidadefinanceira/creditorural>. Acesso em: 5 de maio de 2021.

BARONA, E.; RAMANKUTTY, N.; HYMAN, G.; COOMES, O. T. (2010). The role of pasture and soybeans in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environment Research Letters*, v. 5, n. 2, p. 1-9.

BIER, A. A.; FERRAZ, S. E. T. (2017). Comparação de metodologias de preenchimento de falhas em dados meteorológicos para estações no Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 32, n. 2, p. 215-226.

BLOOMBERG LÍNEA. (2021). Governo deixa de arrecadar até R\$ 15 bilhões com abates não fiscalizados no Brasil. Disponível em: <https://www.bloomberglinea.com.br/2021/07/27/governo-deixa-de-arrecadar-ate-r-15-bilhoes-com-abates-nao-fiscalizados-no-brasil/>. Acesso em: 01 de agosto de 2021.

BRASIL (2021a). Resolução n. 5923, de 18 de janeiro de 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-5.923-de-18-de-janeiro-de-2021-299561209>. Acesso em: 10 de março de 2021.

BRIASSOULIS, H. (2020). *Analysis of land use change: theoretical and modeling Approaches*. West Virginia: WVU Research Repository, 2 ed.

BROWN, J. C.; KOEPPE, M.; COLES, B.; PRICE, K. P. (2005). Soybean production and conversion of tropical forest in the Brazilian Amazon: the case of Vilhena, Rondônia. *Journal of the Human Environment*, v.34, [s.n.], p. 462–469.

BUSCH, J.; FERRETTI-GALLON, K. (2014). *What drives and what stops it? A meta-analysis of spatially explicit econometric studies*. Washington, DC: Center for Global Development, 44p. (Working Paper n. 361).

_____. (2017). What Drives Deforestation and What Stops It? A Meta-Analysis. *Review of Environmental Economics and Policy*, v. 11, n. 1, p. 3–23.

CARVALHO, J. R. P.; ASSAD, E. D. (2005). Análise espacial da precipitação pluviométrica no Estado de São Paulo: comparação de métodos de interpolação. *Revista Engenharia Agrícola*, v. 25, n. 2, p. 377-384.

CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA (CEPEA). (2019). *Abate não fiscalizado no País corresponde de 3,83% a 14,1% do total*. Piracicaba, SP: ESALQ/USP, 3p.

_____. (2021). Disponível em: <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/ippa.aspx>. Acesso em: 18 de novembro de 2021.

CHAKIR, R. (2015). L'espace dans les modèles économétriques d'utilisation des sols: enjeux méthodologiques et applications empiriques. *Revue d'Économie Régionale Urbaine*, v. 1-2, n. 1, p. 59–82.

CHAKIR, R.; LE GALLO, J. (2013). Predicting land use allocation in France: a spatial panel data analysis". *Ecological Economics*, vol 92, [s.n.], 114–125.

_____. (2020). *Spatial autocorrelation in econometric land use models: an overview*. Paris: INRAE, AgroParistech, 20p. (Working paper n. 1).

CHOMITZ, K. (2007). *At Loggerheads? Agricultural Expansion, Poverty Reduction and Environment in the Tropical Forests*. Washington, DC: World Bank.

COUTINHO, A. C.; ALMEIDA, C.; VENTURIERI, A.; ESQUERDO, J. C. D. M.; SILVA, M. (2013). *Uso e cobertura da terra nas áreas desflorestadas da Amazônia Legal: TerraClass 2008*. Brasília: EMBRAPA; Belém: INPE.

CRUZ, M. A. S.; SOUZA, L. A.; ARAGÃO, R. de; SILVA, R. R. de S.; MOTA, P. V. M. da. (2013). Aplicação de regressão linear múltipla para estimativa da precipitação média anual considerando a variabilidade espacial no Estado de Sergipe. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2013, Bento Gonçalves, RS. *Anais...* Bento Gonçalves: Associação Brasileiro de Recursos Hídricos, p. 1-7.

DALLA VILLA, P.; IANNETTI, L.; DI FRANSCESCO, C.; DI PASQUALE, A.; FIORE, G.; CAPOREALE, V. (2008). Quality management for the road transportation of livestock. *Veterinaria Italiana*, v.44, [s.n.], p.187-200.

DÊSCHENE, O.; GREENSTONE, M. (2007). The economic impacts of climate change: evidence from agricultural output and random fluctuations in weather. *American Economic Review*, v. 97, n. 1, p. 354-85.

DIAZ, C. C. F; PEREIRA, J. A. S.; NÓBREGA, R. S. (2018). Comparação de dados estimados por dois diferentes métodos para o preenchimento de falhas de precipitação pluvial na bacia do rio Pajeú, Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 22, [s.n.], p. 324-339.

DICKEY, D. A.; FULLER, W. A. (1981). Likelihood ratio statistics for autoregressive time series with a unit root. *Econometrica*, v. 49, n. 4, p. 1057-1072.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). (2021). Disponível em: <https://www.agritempo.gov.br/agritempo/index.jsp>. Acesso em: 20 de abril de 2021.

ESPINDOLA, G. M. de; FIGUEREDO, E. de S.; PICANÇO JÚNIOR, P.; REIS FILHO, A. A. de. Cropland expansion as a driver of land-use change: the case of Cerrado-Caatinga transition zone in Brazil. *Environment, Development and Sustainability*, [s.v.], [s.n.], p. 1-15.

EVANGELISTA, S. R. M.; TERNES, S.; SANTOS, E. H. dos; ASSAD, E. D.; ROMANI, L. A. S.; OTAVIAN, A. F. (2003). Agroclima: sistema de monitoramento agroclimatológico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE

AGROMETEOROLOGIA, Santa Maria. *Anais...* Santa Maria: UNIFRA, SBA, UFSM, v. 1. p. 603-604.

FANTE, K. P.; SANT'ANNA NETO, J. L. (2016). Técnicas estatísticas para a homogeneização de dados de temperatura e séries temporais climatológicas. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 18, [s.n.], p. 143-156.

FERREIRA, L. G.; SOUZA, S. B. de; ARANTES, A. E. (2014). *Radiografia das pastagens do Brasil*. 1 ed. Goiás: LAPIG.

FRANCO, M. R. (2013). *Caracterização do transporte rodoviário de bovinos de corte e efeitos no bem-estar animal e na qualidade das carcaças*. 72f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia). Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, SP.

FUCKNER, M.A.; MAIA, A.L.S.; IWASHITA, F.; BISPO, P.C. (2007). Dados topográficos e sua relação com a distribuição espacial da precipitação: estudo em área teste no estado de São Paulo – Brasil. In: XIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Florianópolis. *Anais...* Florianópolis, p. 3929-3936.

FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS (FGV). (2019). *O setor de laticínios no Brasil e suas interações com o comércio internacional*. Rio de Janeiro: FGV

GAIO, L. E.; CASTRO JÚNIOR, L. G. de; OLIVEIRA, A. R. de. (2005). Causalidade e elasticidade na transmissão de preço do boi gordo entre regiões do Brasil e a Bolsa de Mercadorias e Futuros (BM&F). *Organizações Rurais & Agroindustriais*, v. 7, n. 3, p. 282-297.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. (2002). Proximate causes und underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*, v. 52, n. 2, p. 143-150.

GOOVAERTS, P. (2000). Geostatistical approaches for incorporating elevation into the spatial interpolation of rainfall. *Journal of Hydrology*, v. 228, [s.n.], p. 113-129.

GRANGER, C. W. J. (1969). Investigating causal relations by econometric models and cross spectral methods. *Econometrica*, v. 37, n. 3, p. 424-438.

GRAESSER, J.; AIDE, T. M.; GRAU, H. R.; RAMANKUTTY, N. (2015). Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*, v. 10, n. 3, p. 1-11.

GREENE, W. (2011). *Économétrie*. Paris: Pearson, 7 ed.

GUJARATI, D. N.; PORTER, D. C. (2011). *Econometria básica*. AMGH Editora: Porto Alegre, 5 ed.

HAMILTON, J. D. (1994). *Time series analysis*. Princeton University Press: New Jersey.

HOOGENBOOM, G. (2000). Contribution of agrometeorology to the simulation of crop production and its application. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 103, n. 1-2, p. 137-157.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). (2018). Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/15842-biomas.html?=&t=o-que-e>. Acesso em: 25 de maio de 2018.

_____. (2019). *Produção agrícola municipal: culturas temporárias e permanentes*, v. 46. Rio de Janeiro: IBGE.

_____. (2020a). Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ppm/tabelas/brasil/2019>. Acesso em: 20 de maio de 2020.

_____. (2020b). Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>. Acesso em 20 de maio de 2020.

_____. (2020c). Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/cobertura-e-uso-da-terra/15831-cobertura-e-uso-da-terra-do-brasil.html?=&t=downloads>. Acesso em: 18 de janeiro de 2020.

_____. (2021a). Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/abate/tabelas>. Acesso em: 04 de abril de 2021.

_____. (2021b). Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1737#resultado>. Acesso em: 10 de abril de 2021.

_____. (2021c). Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pevs/tabelas/brasil/2019>. Acesso em: 06 de abril de 2021.

_____. (2021d). Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/estimapop/tabelas>. Acesso em: 19 de março de 2021.

_____. (2021e). Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-demografico/series-temporais/series-temporais/>. Acesso em: 19 de março de 2021.

_____. (2021f). Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/estrutura-territorial/15761-areas-dos-municipios.html?=&t=downloads>. Acesso em: 18 de março de 2021.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). (2019a). Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesConvencionais>. Acesso em: 21 de janeiro de 2019.

_____. (2019b). Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>. Acesso em: 21 de janeiro de 2019.

_____. (2021). Disponível em: <http://sisdagro.inmet.gov.br/sisdagro/app/climatologia/confortotermicobovino>. Acesso em: 08 de janeiro de 2021.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). (2020). Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/index.php?mais=>. Acesso em: 13 de março de 2020.

JAKOVAC, C.; LATAWIEC, A.; LACERDA, E. R.; LUCAS, I. L.; KORYS, K.; IRIBARREM, A.; MALAGUTI, G. A.; TURNER, R. K.; LUISETTI, T.; STRASSBURG, B. B. N. (2020). Costs and carbon benefits of mangrove conservation and restoration: a global analysis. *Ecological Economics*, v. 176, [s. n.], p. 1-10.

JEUCK, J. A.; CUBBAGE, F. W.; ABT, R. R.; BARDON, R. E.; MCCARTER, J. B.; COULSTON, J. W.; RENKOW, M. A. (2014). Assessing independent variables used in econometric modeling forest land use or land cover change: a meta-analysis. *Forests*, v. 5, n. 7, p. 1532-1564.

JOHANSEN, S. (1988). Statistical analysis of cointegrated vectors. *Journal of Economic Dynamics and Control*, v. 12, [s.n.], p. 231-254.

KEMP, W. P. D.; BURNELL, D. G.; EVERSON, D. O.; THOMSON, A. J. (1983). Estimating missing daily maximum and minimum temperatures. *Journal Climate Applied Meteorology and Climatology*, v. 22, [s.n.], p. 1587–1593.

KNOWLES, T.G. (1999). A review of the road transport of cattle. *The Veterinary Record*, v.144, n.8, p.197-201.

LABORATÓRIO DE PROCESSAMENTO DE IMAGENS E GEOPROCESSAMENTO (LAPIG). (2020). Disponível em: <https://pastagem.org/map>. Acesso em: 20 de novembro de 2020.

LANDIM, P. M. B.; STURARO, J. R. (2002). *Krigagem indicativa aplicada à elaboração de mapas probabilísticos de riscos*. Rio Claro: UNESP.

MACEDO, M. N.; DEFRIES, R. S.; MORTON, D. C.; STICKLER, C. M.; GOLFORD, G. L.; SHIMABUKURO, Y. E. (2012). Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 109, n. 4, p. 1341-1346.

MACHADO, L. A.; ASSIS, W. L. (2018). Comparação entre métodos de preenchimento de falhas em séries de dados meteorológicos da bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG). *Geografias*, v. 16, n.1, p. 73-90.

MAPBIOMAS (2020a). Disponível em: <https://mapbiomas-brasil-site-stg.herokuapp.com/estatisticas>. Acesso em: 05 de setembro 2020.

_____. (2020b). *MapBiomass General “Handbook”*: Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD) – Collection 5, v.1. Disponível em: https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/ATBD_Collection_5_v1.pdf. Acesso em: 15 de dezembro 2020.

MARGULIS, S. (2003). *Causas do desmatamento da Amazônia brasileira*. Brasília: Banco Mundial, 1 ed.

MAVI, H. S.; TUPPER, G. J. (2004). *Agrometeorology: principles and application of climate studies in agriculture*. New York: Food Products Press.

MELLO, Y. R.; KOHLS, W.; OLIVEIRA, T. M. N. de. (2017). Uso de diferentes métodos para o preenchimento de falhas em estações pluviométricas. *Boletim de Geografia*, v.35, n. 1, p. 112-121.

MENDELSON, R., NORDHAUS, W.; SHAW, D. (1994). The impact of global warming on agriculture: a Ricardian analysis. *American Economic Review*. v. 84, n. 4, p. 753-771.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES (MCTI). (2020a). *Quarto inventário nacional de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa*. Relatório de referência: setor uso da terra, mudança do uso da terra e floresta. Brasília, DF: MCTI.

_____. (2020b). *Quarto inventário nacional de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa*. Relatório de referência: setor agricultura, subsetor fermentação entérica. Brasília, DF: MCTI.

MINISTÉRIO DA INDÚSTRIA, COMÉRCIO EXTERIOR E SERVIÇOS (MDIC). (2021). Disponível em: <http://comexstat.mdic.gov.br/pt/home>. Acesso em: 20 de agosto de 2021.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). (2007a). *Mapeamento de Cobertura Vegetal do Bioma Cerrado*. Edital PROBIO 02/2004. Projeto Executivo B.02.02.109. Relatório Final. Brasília: MMA.

_____. (2007b). *Uso e cobertura da terra na floresta amazônica*. Subprojeto 106/2004 do PROBIO. Brasília: MMA

_____. (2015). *Mapeamento do uso e cobertura do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado*. Brasília: MMA.

MOITA, R. M.; GOLON, L. A. (2014). Oligopsônio dos frigoríficos: uma análise empírica de poder de mercado. *Revista de Administração Contemporânea*, v. 18, n. 6, p. 772-794.

MONTEIRO, J. E. B. A. (org.) (2009). *Agrometeorologia dos cultivos: o fator meteorológico na produção agrícola*. Brasília, DF: INMET, 1 ed.

MORTON, D. C.; DEFRIES, R. S.; SHIMABUKURO, Y. E.; ANDERSON, L. O.; ARAI, E.; ESPÍRITO-SANTO; F. del B.; FREITAS, R.; MORISETTE, J. (2006). Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proceedings of National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 103, n. 39, p. 14637-14641.

NTC&LOGÍSTICA. (2021). Disponível em: <https://www.portaintc.org.br/inctf-indice-nacional-de-custos-do-transporte-de-carga-fracionada-julho-21/>. Acesso em: 09 de março de 2021.

OLIVEIRA, L. F. C. de.; FIOREZE, A. P.; MEDEIROS, A. M. M.; SILVA, M. A. S. (2010). Comparação de metodologias de preenchimento de falhas de séries históricas de precipitação pluvial anual. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 11, p. 1186-1192.

OLIVEIRA, R. L; BARBOSA, M. A. A. de F. (org.) (2014). *Bovinocultura de corte: desafios e tecnologias*. Salvador: EDUFBA, 2 ed.

PEREIRA, A. R.; ANGELOCCI, L. R.; SENTELHAS, P. C. (2007). *Meteorologia agrícola*. Piracicaba, SP: ESALQ/USP.

PFAFF, A., AMACHER, G. S.; SILLS, E. O. (2013). Realistic REDD: Improving the forest impacts of domestic policies in different settings. *Review of Environmental Economics and Policy*, v. 7, n.1, p. 114–35.

PINTO, H. S.; ALFONSI, R. R. (1974) Estimativa das temperaturas médias, máximas e mínimas mensais no estado do Paraná, em função de altitude e latitude. *Caderno de ciências da terra*, v.52, [s. n.], p. 1–28.

PLATT, R. H. (2004). *Land Use and Society: Geography, Law and Public Policy*. Washington: IslandPress.

ROMANI, L. A. S.; OTAVIAN, A. F.; EVANGELISTA, S. R. M.; ASSAD, E. D. (2007). Modelo de estações virtuais com estimativa de precipitação e temperatura para aprimoramento dos mapas no Agritempo. In: XV

CONGRESSO DE AGROMETEOROLOGIA, Aracaju. *Anais...* Aracaju: UFSE, p. 1-5.

RUDEL, T. K.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; LAURANCE, W. F. (2009). Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation. *Conservation Biology*, v. 23, n. 6, p. 1396–1405.

SCOT CONSULTORIA (2020a). *Impactos do transporte rodoviário nos bovinos*. Disponível em: <https://www.scotconsultoria.com.br/noticias/cartas/50870/carta-boi---impactos-do-transporte-rodoviario-nos-bovinos.htm>. Acesso em: 20 de março de 2020.

_____. (2020b). *Rendimento de carcaça em frigoríficos do Brasil*. Disponível em: <https://www.scotconsultoria.com.br/noticias/artigos/37616/rendimento-de-carcaca-em-frigorificos-do-brasil-.htm>. Acesso em: 25 de março de 2020.

_____. (2021). *Olhando pelo retrovisor: veja como foi a rentabilidade de pecuária leiteira em 2018 e expectativas para 2019*. Disponível em: <https://www.scotconsultoria.com.br/noticias/cartas/50158/carta-leite---olhando-pelo-retrovisor:-veja-como-foi-a-rentabilidade-de-pecuaria-leiteira-em-2018-e-expectativas-para-2019.htm>. Acesso em: 12 de agosto de 2021.

TARRANT, P. V.; KENNY, F. J.; HARRINGTON, D.; MURPHY, M. (1992). Long distance transportation of steers to slaughter: effect of stocking density and physiology, behaviour and carcass quality. *Livestock Production Science*, Amsterdam, v.30, [s.n.], p. 223-238.

TEEGAVARAPU, R. S. V.; CHANDRAMOULI, V. (2005). Improved weighting methods, deterministic and stochastic data-driven models for estimation of missing precipitation records. *Journal of Hydrology*, v. 312, [s.n.], p. 191-206.

TUNG, Y. K. Point rainfall estimation for a mountainous region. (1983). *Journal of Hydraulic Engineering*, v. 109, [s.n.], p. 1386-1393.

TSEIMAZIDES, S. P. (2006). Efeitos do transporte rodoviário sobre a incidência de hematomas e variações de pH em carcaças bovinas. 60f. Dissertação (Mestrado em Veterinária). Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, SP.

VENTURA, T. M.; SANTANA, L. L. R.; MARTINS, C. A.; FIGUEIREDO, J. M. de. (2016). Análise da aplicabilidade de métodos estatísticos para preenchimento de falhas em dados meteorológicos. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 19, [s.n.], p. 168-177.

VERBURG, P. H.; SCHOT, P. P.; DIJST, M. J.; VELDKAMP, A. (2004). Land use change modelling: current practice and research priorities. *GeoJournal*, vol. 61, n. 4, p. 309–324.

VIEIRA, S.; OSORIO, D. M. M.; QUEVEDO, D. M.; ADAM, K. N.; PEREIRA, M. A. F. (2018). Metodologia de imputação de dados hidrometeorológicos para análise de séries históricas – Bacia do Rio dos Sinos, RS, Brasil. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 23, [s.n.], p. 189-204.

URSO, F. S. P. (2007). *A cadeia de carne bovina no Brasil: uma análise de poder de mercado e teoria da informação*. 113f. Tese (Doutorado em Economia de Empresas), Fundação Getúlio Vargas, São Paulo, SP.

WARRIS, P.D. (1990). The handling of cattle pre-slaughter and its effects on carcass meat quality. *Applied Animal Behaviour Science*, v.28, n.1, p. 171-186.

WARRISS, P. D.; BROWN, S. N.; KNOWLES, T. G.; KESTIN, S. C.; EDWARDS, J. E.; DOLAN, S. K.; PHILIPS, A. J. (1995). Effects on cattle of transport by road for up 15 hours. *The Veterinary Record*, London, v.136, n.1, p. 319-323.

WOOLDRIDGE, J. M. (2006). *Introdução à econometria: uma abordagem moderna*. São Paulo: Cengage Learning.

YAGUCHI, S. M.; MASSIGNAM, A. M.; RICCE, W. S.; PANDOLFO, C. (2016). Preenchimento de falhas dos dados diários de temperatura máxima e mínima do ar. *Ciência e Natura*, v. 38, [s.n.], p. 1419-1425.

YATABE, S. S. (2004). *Utilização do contrato futuro do boi gordo da BM&F para operação de “Hedge” de custo de matéria prima*. 80f. Dissertação (Mestrado em Ciências Contábeis e Atuariais). Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, São Paulo, SP.

ZEN, S. de. (1997). *Integração entre os mercados de boi gordo e de carne bovina nas regiões centro-oeste e sudeste do Brasil*. 81f. Dissertação (Mestrado em Economia). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP.

ZILLI, J. B.; SILVA, A. F.; CAMPOS, S. K.; COSTA, J. S. (2008). Análise da cointegração e causalidade dos preços do boi gordo em diferentes praças nas regiões Sudeste e Centro-Oeste do Brasil. *Revista de Economia Aplicada*, v. 55, n. 2, p. 105-119.

Capítulo 4

ALENCAR, A.; MOUTINHO, P.; ARRUDA, V.; SILVÉRIO, D. (2020). *Amazônia em chamas: o fogo e o desmatamento em 2019 e o que vem em 2020*. Cuiabá, MT: IPAM Amazônia.

ALKIMIM, A.; SPAVOREK, G.; CLARKE, K. C. (2015). Converting Brazil's pastures to cropland: an alternative way to meet sugarcane demanda and to spare forestlands. *Applied Geography*, v. 62, [s. n.], p. 75-84.

ALMEIDA, E. (2012). *Econometria espacial aplicada*. Campinas: Editora Alínea.

AMIGO, I. (2020). Tha Amazon's fragile future. *Nature*, v. 578, [s.n.], p. 505-507.

ANDRADE, C. M. S. de; VALENTIM, J. F.; CARNEIRO, J. da C.; VALLE, L. A. R. do. (2003). Desempenho de nove acessos e duas cultivares de "Brachiaria" spp. em solos de baixa permeabilidade. In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia, 40, Santa Maria, RS. *Otimizando a produção animal: Anais...* Brasília, DF: Sociedade Brasileira de Zootecnia, p. 1-6.

ANDRADE, C. M. S. de; VALENTIM, J. (2007). *Síndrome da morte do capim-brizantão no Acre: características, causas e soluções tecnológicas*. Rio Branco, AC: Embrapa Acre, 41p. (Embrapa Acre Documentos n. 105).

ANSELIN, L. (1988). *Spatial Econometrics: methods and models*. Kluwer Academic Publishers: Dordrecht.

_____. (1995). Local indicators of spatial association – LISA. *Geographical Analysis*, v. 27, n. 2, p. 93-115.

ANSELIN, L.; BERA, A. K.; FLORAX, R.; YOON, M J. (1996), Simple diagnostic tests for spatial dependence. *Regional Science and Urban Economics*, v. 26, n. 1, p. 77-104.

ANSELIN, L.; BERA, A. (1998). Spatial dependence in linear regression models with an introduction to spatial econometrics. In: ULLAH, A.; GILES, D. E. (eds.). *Handbook of applied economic statistics*. New York: Marcel Dekker, p. 237-289.

ANSELIN, L.; LOZANO-GARCIA, N. (2008). Errors in variables and spatial effects in hedonic house price models of ambient air quality. *Empirical Economics*, v. 34, [s. n.], p. 5-34.

ARBIA, G. (2006). *Spatial econometrics: statistical foundations and applications to regional convergence*. Advances in Spatial Sciences Series. Londres: Springer.

ARIMA, E. Y.; RICHARDS, P.; WALKER, R.; CALDAS, M. M. (2011). Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. *Environment Research Letters*, v. 6, n. 2, p. 1-7.

ASSAD, E. D.; OLIVEIRA, A. F.; NAKAI, A. L.; PAVÃO, E.; PELLEGRINO, G.; MONTEIRO, J. E. (2016). Impactos e vulnerabilidades da agricultura brasileira às mudanças climáticas. In: TEIXEIRA, B. S.; ORSINI, J. A. M.; CRUZ, M. R. (ed.). *Modelagem climática e vulnerabilidades setoriais à mudança do clima no Brasil*. Brasília: MCTI, p. 127-188.

ASSUNÇÃO, J. J.; BRAGANÇA, A. (2019). *Caminhos para produção agropecuária sustentável no Brasil: potenciais ganhos e investimentos necessários para aumentar a produtividade brasileira*. Rio de Janeiro: Climate Policy Initiative.

AZEVEDO-RAMOS, C.; MOUTINHO, P.; ARRUBA, V. L. da S.; STABILE, M. C. C.; ALENCAR, A.; CASTRO, I.; RIBEIRO, J. P. (2020). Lawless land in no man's land: the undesigned public forests in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, v. 99, [s. n.], p. 1-4.

BALTAGI, B. H. (ed.) (2015). *The Oxford Handbook of Panel Data*. Oxford: Oxford University Press.

_____. (2021). *Econometric Analysis of Panel Data*. Switzerland: Springer, 6 ed.

BARONA, E.; RAMANKUTTY, N.; HYMAN, G.; COOMES, O. T. (2010). The role of pasture and soybeans in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environment Research Letters*, v. 5, n. 2, p. 1-9.

BAUMONT, C. (2004). *Spatial effects in housing price models: do house prices capitalize urban development policies in the agglomeration of Dijon (1999)?*. Université de Bourgogne (Document de travail n. 4).

BELOTTI, F.; HUGHES, G.; MORTARI, A P. (2017). Spatial panel-data models using Stata. *The Stata Journal*, v. 17, n. 1, p. 139-180.

BENTO, C. B.; FILOSO, S.; PITOMBO, L. M.; CANTARELLA, H.; ROSSETTO, R.; MARTINELLI, L. A.; CARMO, J. B. do. (2018). Impacts of sugarcane agriculture expansion over low-intensity cattle ranch pasture in Brazil on greenhouse gases. *Journal of Environmental Management*, v. 206, [s. n.], p. 980-988.

BENTO, C. B. (2020). *Impactos do manejo do solo em área de pastagem extensiva convertida em cultivo da cana-de-açúcar e em pastagem intensiva*. 94f. Tese (Doutorado em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Monitoramento Ambiental da Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.

BLOOMFIELD, L. S. P.; MCINTOSH, T. L.; LAMBIN, E. F. (2020). Habitat fragmentation, livelihood behaviors, and contact between people and nonhuman primates in Africa. *Landscape Ecology*, v. 35, [s.n.], p. 985-1000.

BORDONAL, R. de O.; LAL, R.; AGUIAR, D. A.; FIGUEIREDO, E. B. de; PERILLO, L. I.; ADAMI, M.; RUDOFF, B. F. T.; SCALA, N. L. (2015). Greenhouse gas balance from cultivation and direct land use change of recently established sugarcane (*Saccharum officinarum*) plantation in south-central Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 52, [s.n.], p. 547-556.

BORMA, L. S.; NOBRE, C. A.; CARDOSO, M. F. (2013). Response of the Amazon tropical forests to deforestation, climate, and extremes, and the

occurrence of drought and fire. *Vulnerability of Food Resources to Climate*, v. 2, [s.n.], p. 153-163.

BRASIL. (2021b). Decreto n. 10.084, de 5 de novembro de 2019. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2019/decreto/D10084.htm.

Acesso em: 15 de março de 2021.

BREUSCH, T. S.; PAGAN, A. R. (1980). The Lagrange Multiplier test and its applications to model specification in econometrics. *The Review of Economic Studies*, v. 47, n. 1, 239-253.

BRUSDON, C.; FOTHERINGHAM, A. S.; CHARLTON, M. (1996). Geographically weighted regression: a method for exploring spatial nonstationary. *Geographical Analysis*, v. 28, n. 4, p. 281-298.

CABRAL, J. A. (2017). *Demanda de eletricidade regional no Brasil: uma análise espaço-temporal*. 79f. Tese (Doutorado em Planejamento Energético), Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro, RJ.

CAETANO, L. P. de S.; DIAS-FILHO, M. B. (2008). Responses of six *Brachiaria* spp. accessions to root zone flooding. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 37, n. 5, p. 795-801.

CAMERON, A. C.; TRIVEDI, P. K. (2015). *Microeconomics: methods and applications*. Cambridge: Cambridge University Press.

CANISARES, L. P.; CHERUBIN, M. R.; SILVA, L. F. S.; FRANCO, A. L. C.; COOPER, M.; MOONEY, S. J.; CERRI, C. P. (2020). Soil microstructure alterations induced by land-use change for sugarcane expansion sugarcane in Brazil. *Soil Use Management*, v. 36, [s.n.], p. 189-199.

CARVALHO, L. E. X.; SILVA, H. N.; LOUREIRO, C. F. G.; MENESES, H. B. (2006). Regressão linear geograficamente ponderada em ambiente SIG. *Transportes*, v. 14, [s. n.], p. 26-37.

CARVALHO, T. S. (2008). A hipótese da curva de Kuznets ambiental global e o protocolo de Quioto. 131f. Dissertação (Mestrado em Economia Aplicada). Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, MG.

CHARLTON, M.; FOTHERINGHAM, A.S.; BRUNDSON, C. (2006). *Geographically Weighted Regression*. Ireland: NCG.

CHERUBIN, M. R.; KARLEN, D. L.; FRANCO, A. L. C.; TORMENA, C. A.; CERRI, C. E. P.; DAVIES, C. A.; CERRI, C. C. (2016). Soil physical quality response to sugarcane expansion in Brazil. *Geoderma*, v. 267, [s. n.], p. 156-158.

CLIFF, A. D.; ORD, J. K. (1981). *Spatial processes: models and applications*. London: Pion.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DO TRANSPORTE (CNT). (2021). Disponível em: <https://anuariodotransporte.cnt.org.br/2020/>. Acesso em: 15 de maio de 2021.

COSTA, M. H.; YANAGI, S. N. M.; SOUZA, P. O. J. P.; RIBEIRO, A.; ROCHA, E. J. P. (2017). Climate change in Amazonia caused by soybean cropland expansion, as compared to caused by pastureland expansion. *Geophysical Research Letters*, v. 34, n. 7, p. 1-4.

COX, P. M.; BETTS, R.A.; COLLINS, M.; HARRIS, P.P.; HUNTINGFORD, C.; JONES, C. D. (2004): Amazonian Forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century. *Theoretical and Applied Climatology*, v. 78, [s.n.], p. 137-156.

DEBARSY, N.; ERTUR, C.; LESAGE, J. P. (2012). Interpreting dynamic space-time panel data models. *Statistical Methodology*, v. 9, n. 1-2, p. 158-171.

DIAS, L. C. P.; PIMENTA, F. M.; SANTOS, A. B.; COSTA, M. H.; LADLE, R. J. (2016). Patterns of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture. *Global Change Biology*, v. 22, n. 8, p. 2887–2903.

DIAS-FILHO, M. B. (2005). Opções forrageiras para áreas sujeitas a inundação ou alagamento temporário. In: C. G. S. PEDREIRA, et al. (eds.). *Simpósio sobre Manejo da Pastagem*, FEALQ, Piracicaba, Anais... Piracicaba p. 71-93.

_____. (2009). *O pastejo e a biodiversidade da pastagem*. Belém: Embrapa Amazônia Oriental (Documentos n. 355).

_____. (2011). *Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação*. Belém, PA: MBDF, 4 ed.

DIAS-FILHO, M. B.; ANDRADE, C. M. S. de (2006). *Pastagens no trópico úmido*. Belém: Embrapa Amazônia Oriental (Documentos n. 241).

_____. (eds.) (2019). *Recuperação de pastagens degradadas na Amazônia*. Brasília: Embrapa.

DIETZ, S.; RISING, J.; STOERK, T.; WAGNER, G. (2021). Economic impacts of tipping points in the climate system. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 118, n. 34, p. 1-9.

DOBSON, A. P.; PIMM, S. L.; HANNAH, L.; KAUFMAN, L.; AHUMADA, J. A.; ANDO, A. W.; BERNSTEIN, A.; BUSCH, J.; DASZAK, P.; ENGELMANN, J.; KINNAIRD, M. F.; LI, B. V.; LOCH-TEMZELIDES, T.; LOVEJOY, T.; NOWAK, K.; ROEHRDANZ, P. R.; VALE, M. M. (2020). Ecology and economics for pandemic prevention. *Science*, v. 369, n. 6502, p. 379-381.

ELHORST, J. P. (2003). Specification and estimation of spatial panel data models. *International Regional Science Review*, v. 26, n. 3, p. 244-268.

_____. (2014). *Spatial econometrics: from cross-sectional data to spatial panels*. Heidelberg: Springer.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA) (2020). *Relatório de avaliação dos impactos de tecnologias geradas pela Embrapa*. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte.

ELLWANGER, J. H.; KULMANN-LEAL, B.; KAMINSKI, V. L.; VALVERDE-VILLEGAS, J. M.; VEIGA, A. B. G. da; SPILKI, F. R.; FEARNSIDE, P. M.; CEASAR, L.; GIATTI, L. L.; WALLAU, G. L.; ALMEIDA, S. E. M.; BORBA, M. R.; HORA, V. P. da; CHIES, J. A. B. (2020). Beyond diversity loss and climate change: impacts of Amazon deforestation on infectious diseases and public health. *Annals of the Brazilian Academy Sciences*, v. 92, n. 1, p. 1-33.

ESTAVILLO, J. M.; MERNO, P.; PINTO, M.; YAMULKI, S.; GEBAUER, G.; SAPEK, A.; CORRÉ, W. J. (2002). Short term effect of ploughing a permanent pasture on N₂O production from nitrification and denitrification. *Plant and Soil*, v. 239, n. 2, p. 253-265.

FAUST, C. L.; MCCALLUM, H. I.; BLOOMFIELD, L. S. P.; GOTTDENKER, N. L.; GILLESPIE, T. R.; TORNEY, C. J.; DOBSON, A. P.; PLOWRIGHT, R. K. (2018). Pathogen spillover during land conversion. *Ecology Letters*, v. 21, n. 4, p. 471-483.

FOTHERINGHAM, A.S.; BRUNSDON, C.; CHARLTON, M.E. (2000). *Quantitative geography: perspectives on spatial data analysis*. Londres: Sage Publications.

_____. (2002). *Geographically Weighted Regression: The Analysis of Spatially Varying Relationships*, Chichester: Wiley.

FREITAS, M. V. de (2010). *Análise de convergência de renda local entre países*. 134f. Dissertação (Mestrado em Economia Aplicada). Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, MG.

GARRETT, R. D.; KOH, I.; LAMBIN, E. F.; WAROUX, Y. le P. de.; KASTENS, J. H.; BROWN, J. C. (2018). Intensification in agriculture-forest frontiers: land use responses to development and conservation policies in Brazil. *Global Environmental Change*, v. 53, [s.n.], p. 233-243.

GARRETT, R. D.; CAMMELLI, F.; FERREIRA, J.; LEVY, S. A.; VALENTIM, J.; VIEIRA, I. (2021). Forests and sustainable development in the Brazilian Amazon: history, trends, and future prospects. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 46, [s.n.], p. 1-28.

GATTI, L. V.; BASSO, L. S.; MILLER, J. B.; GLOOR, M.; DOMINGUES, L. G.; CASSOL, H. L. G.; TEJADA, G.; ARAGÃO, L. E. O. C.; NOBRE, C.; PETERS, W.; MARANI, L.; A. E.; SANCHES, A. H.; CORRÊA, S. M.; ANDERSON, L.; RANDOW, C. von; CORREIA, C. S. C.; CRISPIM, S. P.; NEVES, R. A. L. (2021). Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature*, v. 595, n. 7867, p. 388-393.

GOLDEMBERG, J.; COELHO, S. T.; GUARDABASSI, P. (2008). The sustainability of ethanol production from sugarcane. *Energy Policy*, v. 36, [s.n.], p. 2086-2097.

GOLGHER, A. B. (2015). *Introdução à econometria espacial*. Jundiaí: Paco Editorial.

GOODCHILD, M. (2004). The validity and usefulness of laws in geographic information science and geography. *Annals of the Association of American Geographers*, v. 94, n. 2, p. 300-303.

GRAESSER, J.; AIDE, T. M.; GRAU, H. R.; RAMANKUTTY, N. (2015). Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*, v. 10, n. 3, p. 1-11.

GREENE, W. (2011). *Économétrie*. Paris: Pearson, 7 ed.

GUJARATI, D. N.; PORTER, D. C. (2011). *Econometria básica*. AMGH Editora: Porto Alegre, 5 ed.

GURGEL, A. C.; LAURENZANA, R. D. (2016). Desafios e oportunidades da agricultura brasileira de baixo carbono. In: VIEIRA FILHO, J. E. R.; GASQUES, J. G. (org.). *Agricultura, transformação produtiva e sustentabilidade*. Brasília: IPEA, p. 343-366.

HAUSMAN, J. A. (1978). Specification tests in econometrics. *Econometrica*, vol. 46, n. 6, p. 1251– 1272.

HSIAO, C. (2003). *Analysis of Panel Data*. Cambridge: Cambridge University Press, 2 ed.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2021). *Climate change 2021: the physical science basis – summary for policymakers*. Cambridge: Cambridge University Press.

JADIN, I.; MEYFROIDT, P.; LAMBIN, E. (2016). International trade, and land use intensification and spatial reorganization explain Costa Rica's Forest transition. *Environment Research Letters*, v. 11, [s.n.], p. 1-11.

JORNAL DA USP (2021). *Liberção da cana na Amazônia é “desnecessária e perigosa”, alerta professor da USP*. Disponível em: <https://jornal.usp.br/ciencias/ciencias-ambientais/liberacao-da-cana-na-amazonia-e-desnecessaria-e-perigosa-diz-professor-da-usp/>. Acesso em: 1 de setembro de 2021.

JUSYS, T. (2017). A confirmation of the indirect impact of sugarcane on deforestation in the Amazon. *Journal of Land Use Science*, v. 12, n. 2-3, p. 125-137.

KUSCHNIG, N.; CUARESMA, J. C.; KRISZTIN, T.; GILJUM, S. (2021). Spatial spillovers effects from agriculture drive deforestation in Mato Grosso, Brazil. *Scientific Reports*, v. 11, n. 21804, p. 1-9.

LABORATÓRIO DE PROCESSAMENTO DE IMAGENS E GEOPROCESSAMENTO (LAPIG). (2020). Disponível em: <https://pastagem.org/map>. Acesso em: 20 de novembro de 2020.

LAPOLA, D. M.; SCHALDACH, R.; ALCAMO, J.; BONDEAU, A.; KOCH, J.; KOELKING, C.; PRIESS, J. A. (2010). Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 107, n. 8, p. 3388-3393.

LAPOLA, D. M.; PINHO, P.; QUESADA, C. A.; STRASSBURG, B. B. N.; RAMMIG, A.; KRUIJT, B.; BROWN, F.; OMETTO, J. P. H. B.; PREMEBIDA, A.; MARENGO, J. A.; VERGARA, W.; NOBRE, C. A. (2018). Limiting the high impacts of Amazon forest dieback with no-regrets science and policy action. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 115, n. 46, p. 11671-11679.

LE GALLO, J. (2002). Économétrie spatiale : l'autocorrélation spatiale dans les modèles de régression linéaire. *Économie & Prévision*, [s.v.], n. 155, p. 139-157.

_____. (2004). Hétérogénéité spatiale: principes et méthodes. *Économie & prévision*, [s.v.], n.162 p. 151-172.

LE GALLO, J.; ERTUR, C. (2003). Exploratory spatial data analysis of the distribution of regional per capita GDP in Europe, 1980-1995. *Papers in Regional Science*, v. 82. p. 175-201.

LENTON, T. M. (2011). Early warming of climate tipping points. *Nature Climate Change*, v. 1. [s.n.], p. 201-209.

LEPSCH, I. F. (2010). *Formação e conservação dos solos*. São Paulo: Oficina de Textos, 2 ed.

LESAGE, J.; PACE, R. K. (2009). *Introduction to spatial econometrics*. Boca Raton, Florida: Chapman & Hall/CRC.

LIMA JÚNIOR, F. L.; BRAGANÇA, A.; ASSUNÇÃO, J. (2021a). *A economia da pecuária na Amazônia: grilagem ou expansão da fronteira agropecuária?* Rio de Janeiro: Climate Policy Initiative.

_____. (2021b). *Um novo modelo de negócios é necessário para aumentar a produtividade da pecuária na Amazônia*. Rio de Janeiro: Climate Policy Initiative.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. (2018). Amazon tipping point. *Science Advances*, v. 4, n. 2, p. 1.

_____. (2019). Amazon tipping point: last chance for action. *Science Advances*, v. 5, n. 12, p. 1-2.

MALHI, Y.; WOOD, D.; BAKER, T. R.; WRIGHT, J.; PHILIPPS, O. L.; COCHRANE, T.; MEIR, P.; CHAVE, J.; ALMEIDA, S.; ARROYO, L.; HIGUCHI, N.; KILLEN, T. J.; LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F.; LEWIS, S. L.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D. A.; VARGAS, P. N.; PITMAN, N. C. A.; QUESADA, C. A.; SALOMÃO, R.; SILVA, J. N. M.; LEZAMA, A. T.; TERBORGH, J.; MARTÍNEZ, R. V.; VICENTI, B. (2006). The regional variation of above ground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology*, v. 12, n. 7, p. 1107-1138.

MANZATTO, C. V.; PEREIRA, S. E. M.; PEDREIRA, B. C. e. (2014). Zoneamento de risco edáfico de ocorrência da SMB nas áreas antropizadas do Mato Grosso. In: 1º SIMPÓSIO DE PECUÁRIA INTEGRADA, Sinop, MT. *Anais...* Brasília, p. 203-216.

MAPBIOMAS. (2021a). Disponível em: <https://mapbiomas-brasil-site-stg.herokuapp.com/estatisticas>. Acesso em: 10 de setembro 2021.

_____. (2021b). A dinâmica da superfície de água do território brasileiro. Disponível em: https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/MapBiomias_A%CC%81gua_Agosto_2021_22082021_OK_v2.pdf. Acesso em: 30 de agosto de 2021.

MARGULIS, S.; DUBEUX, C. (2010). Economia da mudança do clima. *Boletim Regional, Urbano e Ambiental*, [s.v.], n. 4, p. 7-13.

MELLO, F. F. C.; CERRI, C. E. P.; DAVIES, C. A.; HOLBROOK, N. M.; PAUSTIAN, K.; MAIA, S. M. F.; GALDOS, M. V.; BERNOUX, M.; CERRI, C. C. (2014). Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. *Nature Climate Change*, v. 4, [s. n.], p. 605-609.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. da; KENT, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, [s. v.], n. 403, p. 853-858.

NEPSTAD, D. C.; STICKLER, C. M.; ALMEIDA, O . T. (2006). Globalization of the Amazon soy and beef industries: opportunities for conservation. *Conservation Biology*, v. 20, n. 6, p. 1595-1603.

NEPSTAD, D. C.; STICKLER, C. M.; SOARES-FILHO, B.; MERRY, F. (2008). Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, v. 363, n. 1498, p. 1737-1745.

NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; ARNELL, A. P.; CONTU, S.; PALMA, A. de; FERRIER, S., PURVIS, A. (2016). Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science*, v. 353, n. 6296, p. 288–291.

NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; BORMA, L. S.; CASTILLA-RUBIO, J. C.; SILVA, J. S.; CARDOSO, M. (2016). Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 113, n. 39, p. 10759-10768.

OSHAN, T. M.; LI, Z.; KANG, W.; WOLF, L. J.; FOTHERINGHAM, A. S. (2019). mgwr: A Python implementation of multiscale geographically weighted regression for investigating process spatial heterogeneity and scale. *International Journal of Geo-Information*, v. 8, n. 269, p. 1-31.

PEDREIRA, B. C. e; DIAS-FILHO, M. B.; ANDRADE, C. M. S. de; RIBEIRO, L. F. C.; PEREIRA, D. H.; PINA, D. dos S.; CARNEVALLI, R. A.; COSTA, F. C.;

FELIPE, F. de L. (2014). Síndrome da morte do braquiarão em Mato Grosso. In: 1º SIMPÓSIO DE PECUÁRIA INTEGRADA, Sinop, MT. *Anais...* Brasília, p. 217-238.

PINTO, H. S.; ASSAD, E. D. (2008). *Aquecimento global e cenários futuros da agricultura brasileira*. Campinas: Embrapa; Unicamp.

PIRES, M. V.; CUNHA, D. A. da; CARLOS, S. de M.; COSTA, M. H. (2015). Nitrogen-use efficiency, nitrous oxide emissions, and cereal production in Brazil: current trends and forecasts. *PLoS ONE*, v. 10, n. 8, p. 1-19.

PROJETO DE MONITORAMENTO DO DESTAMENTO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA POR SATÉLITE (PRODES). (2021). Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodesuc.php>. Acesso em: 08 julho 2021.

RAMMIG, A.; LAPOLA, D.; PINHO, P.; QUESADA, B.; MURRAY, K.; ZANG, C.; BROWN, I. F.; KRUIT, B.; PREMEBIDA, A.; STRASSBURG, B.; OMETTO, J. P. H. B.; MARENGO, J. A.; VERGARA, W.; NOBRE, C. (2018). Revisiting the Amazon forest dieback hypothesis: estimating potential forest loss and socio-economic impacts. *American Geophysical Union*, v. 53, [s.n.], p. 2191.

REDDING, D. W.; ATKINSON, P. M.; CUNNINGHAM, A. A.; IACONO, G. L.; MOSES, L. M.; WOOD, J. L. N.; JONES, K. E. (2019). Impacts of environmental and socio-economic factors on emergence and epidemic potential of Ebola in Africa. *Nature Communications*, v. 10, n. 4531, p. 1-11.

RIBEIRO, S. K.; SANTOS, A. S. (eds.). (2016). *Mudanças Climáticas e Cidades - Relatório Especial do Painel Brasileiro de Mudanças*. Rio de Janeiro: PBMC & COPPE –UFRJ.

RICHARDS, P. D.; WALKER, R. T.; ARIMA, E. T. (2014). Spatially complex land change: the indirect effect of Brazil's agricultural sector on land use in Amazonia. *Global Environmental Change*, v. 29, [s. n.], p. 1-9.

SÁ, S. A. de; PALMER, C.; FALCO, S. di (2013). Dynamics of indirect land-use change: empirical evidence from Brazil. *Journal of Environmental Economics and Management*, v. 65, n. 3, p. 377-393.

SAATCHI, S. S.; HOUGHTON, R.A.; ALVALÁ, R.C. dos S.; SOARES, J V.; YU, Y. (2007). Spatial distribution of aboveground live biomass in the Amazon Basin. *Global Change Biology*, v. 13, n. 4, p. 816-837.

SACCARO JR., N. L.; VIEIRA FILHO, J. E. R. (2018). *Agricultura e sustentabilidade: esforços brasileiros para mitigação dos problemas climáticos*. Rio de Janeiro: IPEA (Texto para discussão n. 2396).

SAMPAIO, G.; NOBRE, A.; COSTA, M. H.; SATYAMUTTY, P.; SOARES-FILHO, B. S.; CARDOSO, M. (2007). Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. *Geophysical Research Letters*, v. 34, [s.n.], p. 1-7.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. (2010). Land Cover Mapping of the Tropical Savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 166, n. 4, p. 113–24.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. de. (2013). *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa.

SANTOS, D.; VERÍSSIMO, A.; SEIFER, P.; MOSANER, M. (2021). *Índice de progresso social na Amazônia Brasileira: IPS Amazônia 2021 – Resumo executivo*. IMAZON: Belém, PA, 88 p.

SODER, K. J.; ROOK, A. J.; SANDERSON, M. A.; GOSLEE, S. C. (2007). Interaction of plant species diversity on grazing behavior and performance of livestock grazing temperate region pastures. *Crop Science*, v. 47, n. 1, p. 416-425.

SOUZA, P.; HERSCHMANN, S.; ASSUNÇÃO, J. (2020). *Política de crédito rural no Brasil: agropecuária, proteção ambiental e desenvolvimento econômico*. Rio de Janeiro: Climate Policy Initiative.

SPERA, S. A.; COHN, A. S.; VANWEY, L. K.; MUSTARD, J. F.; RUDORFF, B. F.; RISSO, J.; ADAMI, M. (2014). Recent cropping frequency, expansion and abandonment in Mato Grosso, Brazil had selective land characteristics. *Environmental Research Letters*, v. 9, n. 6, p. 1-12.

SPERA, S. (2017). Agricultural intensification can preserve the Brazilian Cerrado: applying lessons from Mato Grosso and Goiás to Brazil's last agricultural frontier. *Tropical Conservation Science*, v. 10, [s. n.], p. 1-7.

SPERA, S. A.; VANWEY, L. K.; MUSTARD, J. F. (2017). The drivers of sugarcane expansion in Goiás. *Land Use Policy*, v. 6, [s. n.], p. 111-119.

STRASSBURG, B. B. N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; SCARAMUZZA, C. A. de M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B.; BALMFORD, A. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, v 1, n. 4, p. 1–3.

TEIXEIRA NETO J.F.T., SIMÃO NETO M., COUTO W.S., DIAS-FILHO M.B., SILVA A.B., DUARTE M.L., ALBUQUERQUE F.C. (2000) *Prováveis causas da morte do capim-braquiara (Brachiaria brizantha cv. Marandu) na Amazônia Oriental*. Belém: Embrapa (Documento n. 36).

TILMAN, D.; REICH, P. B.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; MIELKE, T.; LEHMAN, C. (2001). Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, v. 294, n. 5543, p. 843-845.

TIRITAN, C. S.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C.; CARMEIS FILHO, A. C. A.; FERNANDES, D. M.; NASCENTE, A. S. (2016). Tillage system and lime application in a tropical region: soil chemical fertility and corn yield in succession to degraded pastures. *Soil and Tillage Research*, v. 155, [s. n.], p. 437-447.

TOBLER, W. R. (1970). A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Economic Geography*, 46, [s.n.], p. 234-240.

TOLLEFSON, J. (2020). Why deforestation and extinctions make pandemics more likely. *Nature*, v. 584, [s.n.], p. 175-176.

TOWNSEND, C. R.; COSTA, N. de L.; PEREIRA, R. G. de A. (2012). *Recuperação e práticas sustentáveis de manejo de pastagens na Amazônia*. Porto Velho, RO: Embrapa Rondônia (Documento n. 148).

VALENTIM, J. F.; AMARAL, E. F. do; MELO, A. W. F. (2000). *Zoneamento de risco edáfico atual e potencial de morte de pastagens de Brachiaria brizantha no Acre*. Rio Branco, AC: Embrapa Acre (Documento n. 29).

VILLORIA, N. B.; BYERLEE, D.; STEVENSON, J. (2014). The effects of agricultural technological progress on deforestation: what do we really know? *Applied Economic Perspectives and Policy*, v. 36, n. 2, p. 211-237.

WANG, J.; CHAGNON, F. J. F.; WILLIAMS, E. R.; BETTS, A. K.; RENNO, N. O.; MACHADO, L. A. T.; BISHT, G.; KNOX, R.; BRAS, R. L. (2009). Impact of deforestation in the Amazon basin on cloud climatology. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 106, n. 10, p. 3670 - 3674.

WHITTLE, P. (1954). On stationary processes in the plane. *Biometrika*, v. 41, p. 434-449.

WHEELER, D. C.; PAEZ, A. (2010). Geographically weighted regression. In: FISCHER, M. M.; GETIS, A. (ed.). *Handbook of applied spatial analysis: software tools, methods and applications*. Berlim: Springer, p. 461-486.

WOOLDRIDGE, J. M. (2006). *Introdução à econometria: uma abordagem moderna*. São Paulo: Cengage Learning.

Capítulo 5

AGUIAR, A. P. A.; AMARAL, G.; DATENA, J. L. F.; YOUNES, R. J.; COSTA, R. O.; MOTA, J.; OVIVAN, W. S. (2001). Produtividade de carne em sistemas intensivos nas pastagens de mombaça, tanzânia e tifton 85 na região do Cerrado. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 38, 2001, Piracicaba. *Anais...* Piracicaba: Sociedade Brasileira de Zootecnia, p. 1461.

ALMEIDA, R. G.; GOMES, R. C.; SILVA, V. P.; ALVES, F. V.; FEIJÓ, G. L. D.; FERREIRA, A. D.; OLIVEIRA, E.; BUNGENSTAB, D. J. (2016). Carbon Neutral Brazilian Beef: testing its guidelines through a case study. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON GREENHOUSE GASES IN AGRICULTURE, 2., Campo

Grande, MS. *Proceedings...* Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, p. 277-281.

ARANTES, A. E.; COUTO, V. R. de M.; SANO, E. E.; FERREIRA, L. G. (2018). Livestock intensification potential in Brazil based on agricultural census and satellite data analysis. *Pesquisa agropecuária brasileira*, v.53, n.9, p.1053-1060.

ASSAD, E. D. (2016). *Intensificação da pecuária brasileira: seus impactos no desmatamento na produção de carne e na redução de emissões de gases de efeito estufa (Relatório Completo)*. São Paulo: FGV EESP.

BALBINO, L. C.; BARCELLOS, A. de O.; STONE, L. F. (ed.). (2011). *Marco referencial em integração lavoura-pecuária-floresta*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.

BENINI, R. de M.; ADEODATO, S. (2017). *Economia da restauração florestal*. São Paulo: The Nature Conservancy, 1 ed.

BETARELLI JÚNIOR, A. A.; FARIA, W. R.; ALBUQUERQUE, D. P. E. M. (2019). Crédito rural, tipos de financiamentos e efeitos econômicos: o caso dos recursos equalizáveis de juros para investimento e custeio agropecuário no Brasil (2012). *Planejamento e Políticas Públicas*, [s.v.], n. 52, p. 111-147.

BRIDI, A. M.; CONSTANTINO, C.; TARSITANO, M. A. (2021). *Qualidade da carne de bovinos produzidos em pasto*. Disponível: <http://www.uel.br/grupo-pesquisa/gpac/pages/arquivos/Qualidade%20da%20Carne%20de%20Bovinos%20Produzidos%20em%20Pasto.pdf>. Acesso: 04 de setembro de 2021.

BUNGENSTAB, D. J. (ed.). (2012). *Sistema de integração: a produção sustentável*. Brasília: Embrapa, 2 ed.

BUNGENSTAB, D. J.; ALMEIDA, R. G. de; LAURA, V. A.; BALBINO, L. C.; FERREIRA, A. D. (ed.). (2019) *ILPF: inovação com integração de lavoura, pecuária e floresta*. Brasília: Embrapa.

DIAS-FILHO, M. B. (2011). *Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação*. Belém, PA: MBDF, 4 ed.

DIAS-FILHO, M.B.; FERREIRA, J.N. (2013). As pastagens e o meio ambiente. In: REIS, R.A.; BERNARDES, T.F.; SIQUEIRA, G.R. (ed.). *Forragicultura:*

ciência, tecnologia e gestão dos recursos forrageiros. Jaboticabal: M. de L. Brandel-ME, p. 93-105.

DIAS-FILHO, M. B.; ANDRADE, C. M. S. de (eds.) (2019). *Recuperação de pastagens degradadas na Amazônia*. Brasília: Embrapa.

EMBRAPA AGROSSILVIPASTORIL (2018). *Sistema Gravataí: consórcio de feijão-caupi com braquiárias para segunda safra*. Sinop, MT: Embrapa Agrossilvipastoril.

INSTITUTO DE MANEJO E CERTIFICAÇÃO FLORESTAL E AGRÍCOLA (IMAFLOA) (2021). Disponível em: <http://atlasagropecuario.imaflora.org/>. Acesso em: 18 de fevereiro de 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). (2021a). Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2017>. Acesso em: 25 de agosto de 2021.

_____. (2021b). Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2006/segunda-apuracao>. Acesso em: 25 de agosto de 2021.

_____. (2021c). Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/abate/tabelas>. Acesso em: 04 de abril de 2021.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2021). *Climate change 2021: the physical science basis – summary for policymakers*. Cambridge: Cambridge University Press.

KICHEL, A. N.; COSTA, J. A. A. da; VERZIGNASSI, J. R.; QUEIROZ, H. P. de. (2011). *Recuperação de pastagem: estudo de caso*. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte (Documento n. 183).

LABORATÓRIO DE PROCESSAMENTO DE IMAGENS E GEOPROCESSAMENTO (LAPIG) (2021). Disponível em: <https://maps.lapig.iesa.ufg.br/lapig.html>. Acesso em: 05 de agosto de 2021.

LOPES, D.; LOWERY, S.; PEROBA, T. L. C. (2016). Crédito rural no Brasil: desafios e oportunidades para a promoção da agropecuária sustentável. *Revista do BNDES*, [s. v.], n. 45, p. 155-196.

MACEDO, M. C. M. (2001). Integração lavoura e pecuária: alternativa para sustentabilidade da produção animal. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 18., 2001, Piracicaba. *Anais...* Piracicaba: FEALQ, p. 257-283.

_____. (2009). Integração lavoura e pecuária: alternativa para sustentabilidade da produção animal. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 38., 2009, Maringá. *Anais...* Maringá: Sociedade Brasileira de Zootecnia, p. 133-146.

MACEDO, M. C. M.; ZIMMER, A. H.; KICHEL, A. N.; ALMEIDA, R. G. de; ARAÚJO, A. R. de. (2012). *Degradação de pastagens, alternativas de recuperação e renovação e formas de mitigação*. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte.

MAPBIOMAS. (2021). Disponível em: <https://mapbiomas-brasil-site-stg.herokuapp.com/estatisticas>. Acesso em: 10 de setembro 2021.

MEDEIROS, S. R. de (2002). *Boi orgânico, boi verde e convencional podem ir mais longe, caminhando na mesma direção*. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal.

MELLO, L. M. M. de; YANO, E. H.; NARIMATSU, K. C. P.; TAKAHASHI, C. M.; BORGHI, E. (2004). Integração agricultura-pecuária em plantio direto: produção de forragem e resíduo de palha após pastejo. *Máquinas e Mecanização Agrícola*, v. 24, n. 1, p. 121-129.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). (2021). Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/politica-agricola/credito-rural>. Acesso em: 18 de dezembro de 2021.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES (MCTI). (2020). *Quarto inventário nacional de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa*. Relatório de referência: setor uso da terra, mudança do uso da terra e floresta. Brasília, DF: MCTI.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA) (2017). *Planaveg: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa*. Brasília, DF: MMA.

OBSERVATÓRIO ABC. (2017). *Impactos econômicos e ambientais do Plano ABC*. São Paulo: Observatório ABC.

OBSERVATÓRIO DO CLIMA (2021). Disponível em: <http://seeg.eco.br/download>. Acesso em: 30 de agosto de 2021.

OLIVEIRA, R. L.; BARBOSA, M. A. A. de F. (org.) (2014). *Bovinocultura de corte: desafios e tecnologias*. Salvador: EDUFBA, 2 ed.

PERON, A. J.; EVANGELISTA, A. R. (2004). Degradação de pastagens em regiões de Cerrado. *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, v. 28, n. 3, p. 655-661.

REDE ILPF (2021). Disponível em: <https://www.redeilpf.org.br/index.php/rede-ilpf/ilpf-em-numeros>. Acesso em: 10 de setembro de 2021.

REIS, J. C. dos; KAMOI, M. Y. T.; LATORRACA, D.; CHEN, R. F. F.; MICHETTI, M.; WRUCK, F. J.; GARRETT, R. D.; VALENTIM, J. F.; RODRIGUES, R. de A. R. (2020). Assessing the economic viability of integrated crop-livestock systems in Mato Grosso, Brazil. *Renewable Agriculture and Food Systems*, v. 35, n. 6, p. 631-642.

REIS, J. C. dos; RODRIGUES, G. S.; BARROS, I. de; RODRIGUES, R. de A. R.; GARRETT, R. D.; VALENTIM, J. F.; KAMOI, M. Y. T.; MICHETTI, M.; WRUCK, F. J.; RODRIGUES-FILHO, S.; PIMENTEL, P. E. O.; SMUKLER, S. (2021). Integrated crop-livestock systems: a sustainable land-use alternative for food production in the Brazilian Cerrado and Amazon. *Journal of Cleaner Production*, v. 283, [s.n.], p. 1-13.

RODRIGUES FILHO, J. A.; AZEVEDO, G. P. C. de; VEIGA, J. B.; CAMARÃO, A. P. (2009). Recuperação de pastagens nos sistemas de produção leiteira no Estado do Pará. *Amazônia Ciência e Desenvolvimento*, Belém, v. 4, n. 8, p. 229-234.

ROZENDALL, D. M. A.; BONGERS, F.; ALDE, T. M.; ALVAREZ-DÁVILA, E.; ASCARRUNZ, N.; BALVANERA, P.; BECKNELL, J. M.; BENTOS, T. V.; BRANCALION, P. H. S.; CABRAL, G. A. L.; CALVO-RODRIGUEZ, S.; CHAVE, J.; CÉSAR, R. G.; CHAZDON, R. L.; CONDIT, R.; DALLINGA, J. S.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S. de; JONG, B. de; OLIVEIRA, A. de; DENSLOW, J. S.; DENT, D. H.; DEWALT, S. J.; DUPUY, J. M.; DURÁN, S. M.; DUTRIEUX, L. P.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; FANDINO, M. C.; FERNANDES, G. W.; FINEGAN, B.; GARCIA, H.; GONZALEZ, N.; MOSER, V. G.; HALL, J. S.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J.

L.; HUBBELL, S.; JAKOVAC, C. J.; HERNÁNDEZ, A. J.; JUNQUEIRA, A. B.; KENNARD, D.; LARPIN, D.; LETCHER, S. G.; LLCONA, J-C.; LEBRIJA-TREJOS, E.; MARÍN-SPLOTTA, E.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MASSOCA, P. E. S.; MEAVE, J. A.; MESQUITA, R. C. G.; MORA, F.; MÜLLER, S. C.; MUÑOZ, R.; OLIVEIRA NETO, S. N. de; NORDEN, N.; NUNES, Y. R. F.; OCHOA-GAONA, S.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; OSTERTAG, R.; PEÑA-CLAROS, M.; PÉREZ-GARCÍA, E. A.; PLOTTO, D.; POWERS, J. S.; AGUILLAR-CANO, J.; RODRIGUEZ-BURLTICA, S.; RODRÍGUEZ-VELÁZQUEZ, J.; ROMERO-ROMERO, M. A.; RUÍZ, J.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; ALMEIDA, A. S. de; SILVER, W. L.; SCHWARTZ, N. B.; THOMAS, W. W.; TOLEDO, M.; URLARTE, M.; SAMPAIO, E. V. de S.; BREUGEL, M. van; WAL, H. van der; MARTINS, S. B.; VELOSO, M. D. M.; VESTER, H. F. M.; VICENTINI, A.; VIEIRA, I. C. G.; VILLA, P.; WILLIAMSON, G. B.; ZANINI, K. J.; ZIMMERMAN, J.; POORTER, L. (2019). Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science Advances*, v. 5, n. 3, p. 1-10.

SANTANA, C. A. M.; NASCIMENTO, J. R. (2012). *Public policies and agricultural investment in Brazil*: final report: Brasília: FAO.

SKORUPA, L. A.; MANZATTO, C. V. (ed.). (2019). *Sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta no Brasil*: estratégias regionais de transferência de tecnologia, avaliação da adoção e de impactos. Brasília: Embrapa.

STRASSBURG, B. B. N.; LATAWIEC, A. E.; BARIONI, L. G.; NOBRE, C. A.; SILVA, V. P. da; VALENTIM, J. F.; VIANNA, M.; ASSAD, E. D. (2014). When enough should be enough: improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. *Global Environmental Change*, v. 28, [s.n.], p. 84-97.

TOWNSEND, C. R.; COSTA, N. de L.; PEREIRA, R. G. de A. (2010). Aspectos econômicos da recuperação de pastagens na Amazônia Brasileira. *Amazônia Ciência e Desenvolvimento*, Belém, v. 5, n. 10, p. 27-49.

_____. (2012). *Recuperação e práticas sustentáveis de manejo das pastagens na Amazônia*. Porto Velho, RO: Embrapa Rondônia, 23 p. (Documentos n. 148).

VILELA, L.; SOARES, W.V.; SOUSA, D.M.G.; MACEDO, M.C.M. (1998). *Calagem e adubação para pastagens na região do cerrado*. São Carlos: Embrapa Planaltina, 16 p. (Circular Técnica n.37).

VILELA, L.; MARTHA JUNIOR, G.B.; MARCHÃO, R.L.; GUIMARÃES JUNIOR, R.; BARIONI, L.G.; BARCELLOS, A. de O. Integração lavoura-pecuária. In: FALEIRO, F.G.; FARIAS NETO, A.L. de (ed.). (2008). *Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais*. Planaltina: Embrapa Cerrados, p. 933-962.

Considerações Finais

BANCO CENTRAL DO BRASIL (BACEN). (2021a). Disponível em: https://www.bcb.gov.br/estabilidadefinanceira/anuario_estat_credrural. Acesso em: 28 de março de 2021.

_____. (2021b). Disponível em: <https://www.bcb.gov.br/estabilidadefinanceira/micrrural>. Acesso em: 28 de março de 2021.

MINISTÉRIO DA ECONOMIA (ME). (2021). Disponível em: <https://www.gov.br/produtividade-e-comercio-exterior/pt-br/assuntos/comercio-exterior/estatisticas/balanca-comercial-brasileira-acumulado-do-ano>. Acesso em: 04 de setembro de 2021.

RAJÃO, R.; SOARES-FILHO, B.; NUNES, F.; BÖRNER, J.; MACHADO, L. ASSIS, D.; OLIVEIRA, A.; PINTO, L.; RIBEIRO, V.; RAUSCH, L.; GIBBS, H.; FIGUEIRA, D. (2020). The rotten apples of Brazil's agribusiness. *Science*, v. 369, n. 6501, p. 246-248.