

EXPANSÃO DA FRONTEIRA AGRÍCOLA NO ESTADO DE MATO GROSSO ENTRE OS ANOS DE 1988 E 2018

Viviane Capoane

Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil

capoane@gmail.com

Resumo

O objetivo deste trabalho foi analisar a expansão da fronteira agrícola no estado de Mato Grosso entre os anos de 1988 e 2018 e os impactos ambientais associados a esta atividade. A metodologia consistiu em uma revisão bibliográfica e consulta às bases de dados do IBGE e do projeto MapBiomias. No período analisado a área plantada com culturas temporárias aumentou 581,1% e as duas principais culturas foram soja e milho, com aumento de 709,7% e 1.306,0%, respectivamente. A produção de grãos predomina na região central do estado associada aos Latossolos da Chapada dos Parecis e Guimarães, nos biomas Cerrado e Amazônia. Na pecuária destaca-se a bovinocultura, com aumento no rebanho de 384,7% no período analisado. Atualmente, o rebanho está distribuído na planície do Pantanal e do Araguaia onde predominam solos de baixa aptidão para produção de grãos, e na região noroeste do estado associado às zonas de desmatamento. A série histórica do uso e cobertura da terra do MapBiomias comprova que o avanço da agricultura está relacionado à perda de vegetação nativa. Embora às atividades agrícolas gerem receitas, a conversão de ecossistemas naturais para agroecossistemas de forma predatória têm impactado a biodiversidade, a qualidade do solo, da água, do ar e a saúde dos seres vivos.

Palavras-chave: Desmatamento; Agroecossistema; Amazônia; Agricultura Predatória.

EXPANSION AGRICULTURAL FRONTIER IN THE STATE OF MATO GROSSO BETWEEN 1988 AND 2018

Abstract

The objective of this work was to analyze the expansion of the agriculture in the state of Mato Grosso between 1988 and 2018 and the environmental impacts associated with this activity. The methodology consisted of a bibliographic review and searches of the IBGE and MapBiomias project databases. During the analyzed period, the area planted with temporary crops increased 581.1% with the two main crops – soybean and corn – increasing 709.7% and 1,306.0%, respectively. Grain production predominated in the central region of the state associated with the Oxisols of the Chapada dos Parecis and Guimarães, belonging to the Cerrado and Amazon biomes. Cattle production, with an increase of 384.7% in the period analyzed, was an important part of livestock production. Currently, the herd is distributed in the Pantanal and Araguaia plains, where soils unsuitable for grain production predominate, and in the northwest region of the state associated with deforestation areas. The history of land use and cover of the MapBiomias show that the increase of agriculture is related to the loss of native vegetation. Although agricultural activities has generated revenues, the conversion of natural ecosystems to agroecosystems a predatory manner has impacted biodiversity, soil, water, air quality and the health of living beings.

Keywords: Deforestation; Agroecosystem. Amazon; Predatory Agriculture.

EXPANSIÓN DE LA FRONTERA AGRÍCOLA EN EL ESTADO DE MATO GROSSO ENTRE 1988 Y 2018

Resumen

El objetivo de este trabajo fue analizar la dinámica de la agricultura en el estado de Mato Grosso entre los años 1988 y 2018 y los impactos ambientales asociados a esta actividad. La metodología consistió en una revisión bibliográfica y consulta de las bases de datos del IBGE y del proyecto MapBiomias. En el período analizado, la superficie sembrada con cultivos temporales aumentó 581,1% y los dos

principales cultivos fueron la soja y el maíz, con un incremento del 709,7% y 1.306,0%, respectivamente. La producción de granos predomina en la región central del estado asociada a los Oxisols da Chapada dos Parecis y Guimarães, en los biomas Cerrado y Amazônia. En ganadería, se destaca el ganado vacuno, con un aumento del 384,7% en el período analizado. Actualmente, el rebaño se distribuye en los llanos del Pantanal y Araguaia donde predominan suelos con baja aptitud para la producción de granos, y en la región noroeste del estado asociada a zonas de deforestación. La serie histórica de uso y cobertura de la tierra del MapBiomás demuestra que el avance de la agricultura está relacionado con la pérdida de vegetación nativa. Aunque las actividades agrícolas generan ingresos, la conversión de los ecosistemas naturales en los ecosistemas agrícolas de forma depredadora ha impactado la biodiversidad, la calidad del suelo, el agua, el aire y la salud de los seres vivos.

Palabras-clave: Deforestación; Agroecosistema; Amazonia; Agricultura Depredadora.

Introdução

Ao longo da história, os seres humanos converteram florestas, campos e zonas úmidas, em terras agrícolas (CLAY, 2004) e, a taxa de crescimento da área agrícola acompanhou o crescimento da população mundial até o final do século 20 (EVANS, 1998). Em 2018, as áreas ocupadas pela agricultura correspondiam há aproximadamente 4,8 bilhões de hectares da superfície terrestre, estando no continente asiático a maior área, 29,5%, seguida do continente americano com 24,2%, o africano com 22,8%, o europeu com 13,5% e a oceania com 10,0% (FAO, 2021). Conforme Bommarco; Kleijn e Potts (2013), como parte da tecnificação da agricultura iniciada na década de 1960, o padrão de produção agrícola simplificou os agroecossistemas tradicionais e substituiu as funções biológicas originalmente fornecidas por diversas comunidades de organismos, aumentando a utilização de insumos externos como energia e agroquímicos. Com a tecnificação da agricultura o aumento na produção de alimentos foi quase inteiramente impulsionado pelo aumento da produtividade (EVANS, 1998).

As formas industriais da agricultura capitalista visam remover as limitações da produtividade das plantas principalmente através da irrigação e adição de nutrientes inorgânicos, pelo melhoramento genético das cultivares (bioengenharia) a fim de aumentar a produtividade, mecanização que agiliza o plantio e colheita, e o controle de pragas e ervas daninhas com agrotóxicos (TILMAN, et al., 2001). Embora estas inovações resultaram em notável aumento na produção de alimentos (FOLEY, et al., 2005), o que ajudou a sustentar a crescente população humana, também causaram extensos danos ambientais (HOOKE, 2000; HOEKSTRA, et al., 2004; FOLEY, et al., 2005; MOSS, 2008; EVENSON; GOLLIN, 2009; POTTS, et al., 2010; McDONALD, 2010; HOOKE; MARTÍN-DUQUE; PEDRAZA, 2012; GOLLNOW; LAKES, 2014, dentre outros).

As mudanças ambientais, como as climáticas, poluição, invasões bióticas, simplificação da paisagem agrícola, perda de elementos do *habitat* natural e doenças infecciosas emergentes (JONES, et al., 2008; OTTIDENKER et al., 2014; MEDEIROS; VASCONCELOS, 2019; ELLWANGER et al., 2020), degradaram a biodiversidade a tal ponto que muitos serviços ecossistêmicos que contribuem para o bem-estar humano estão ficando cada vez mais escassos (MATSON, 1997; HOOPER, et al., 2005; MEA, 2005). Do ponto de vista socioeconômico, as formas industriais da agricultura capitalista resultaram em: êxodo rural, concentração fundiária, concentração de renda, exploração da mão-de-obra, dentre outros (BOLSAN, 2006), com reflexos no ordenamento do espaço agrário e urbano (PAULINO, 2006; SILVA, 2010; COSTA; ROSSETTO, 2019).

Visando minimizar os impactos ambientais e enfrentar os desafios climáticos, econômicos e sociais futuros, Foley et al. (2005), Gaba et al. (2014), Lal (2010; 2015; 2019), apontam que a agricultura precisa ser mais produtiva, estável e resistente (eco-intensificação), com o desenvolvimento e implementação de práticas para restauração dos serviços ecossistêmicos em paisagens antropizadas. Na contramão do que vem ocorrendo no cenário global, com a conscientização crescente da necessidade de realizar a restauração ecológica em larga escala, adotar práticas de manejo conservacionistas em áreas agrícolas, criar políticas, leis, e fundos voltados para a preservação ambiental, o governo brasileiro libera massivamente o registro de agrotóxicos, com 493 somente no de 2020 (MAPA, 2021) e, incentiva o desenvolvimento da agricultura na fronteira sul da Amazônia brasileira desde a década de 1970 (JASINSKI, et al., 2005).

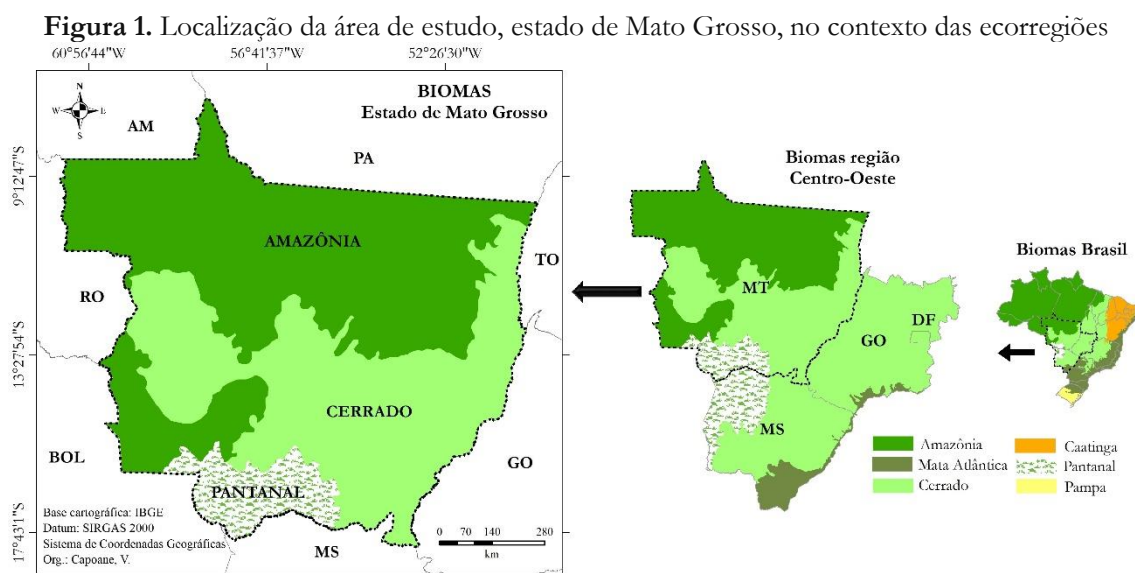
Embora o Brasil tenha reduzido a taxa anual de desmatamento em cerca de 75% entre 2005 e 2014, devido a uma combinação da implementação de políticas ambientais, compromissos da cadeia de suprimentos, com desmatamento zero e redução dos preços de *commodities* agrícolas, o que resultou em impactos positivos na proteção da Amazônia (NOBRE, 2014; ASSUNÇÃO; GANDOUR; ROCHA, 2015; WEST; BÖRNER; FEARNSSIDE, 2019), o desmatamento na região voltou a crescer (ARTAXO, 2019). Segundo Sheikh et al. (2019), em 2019 o índice de desmatamento na região foi o maior dos últimos 10 anos. Dados do Programa de Cálculo do Desflorestamento da Amazônia (INPE, 2019), mostram que cerca de 20% da cobertura florestal original da Amazônia brasileira já foi desmatada. As principais causas da perda e degradação florestal são a conversão em pastagens e áreas de cultivo, a abertura de estradas, incêndios, e extração de madeira e minério (SOLAR, et al., 2016).

O estado de Mato Grosso (MT) é uma das fronteiras de desmatamento mais ativas da Amazônia nas últimas décadas (INPE, 2018), e as atividades de criação de gado e a expansão em larga escala da produção de soja, impulsionaram a maior parte do desmatamento (MACEDO, et al., 2012). Conforme dados do Instituto Centro de Vida, desde 2012 Mato Grosso mantém uma taxa de mais de 1.000 km² de desmatamento por ano (ICV, 2017), o que corresponde a segunda maior taxa de desflorestamento da Amazônia, atrás apenas do Pará. Diante do exposto, o objetivo deste trabalho é analisar a expansão da fronteira agrícola no estado de Mato Grosso entre os anos de 1988 e 2018 e, os impactos ambientais associados a conversão de ecossistemas naturais em agroecossistemas.

Material e métodos

Área de Estudo

Mato Grosso localiza-se na região Centro-Oeste do Brasil (Figura 1) e em área é o terceiro maior estado brasileiro. No último Censo Demográfico (IBGE, 2010) a população era de 3.035.122 habitantes (IBGE, 2010) e para o ano de 2020, a estimativa populacional do IBGE foi de 3.526.220 habitantes, o que corresponde a 1,7% da população brasileira. A densidade demográfica estadual é de 3,9 hab. / km², estando concentrada no espaço urbano.



A cadeia produtiva do agronegócio é a base da economia mato-grossense e grande parcela da população e da produção, concentra-se nos municípios essencialmente agropecuários. A maior parte das propriedades correspondem a operações de capital intensivo com agricultura voltada para a exportação.

No período entre os Censos Agropecuários de 2006 (IBGE, 2009) e 2017 (IBGE, 2019) o número total de propriedades rurais aumentou 5.698, passando de 112.978 em 2006 para 118.676 em 2017. A área dos estabelecimentos também aumentou, de 42.921.302 ha em 2006 para 54.922.850 ha em 2017. Em 2017, MT foi o estado com mais propriedades acima de 10 mil ha, com 868 estabelecimentos rurais ocupando uma área de 19.606.336 hectares (IBGE, 2017), o que reflete o processo de formação da estrutura agrária mato-grossense que priorizou a grande lavoura, reservando ao campesinato uma posição subordinada e periférica (COSTA; ROSSETO, 2019). Os Territórios Indígenas e Unidades de Conservação correspondem a 16,9% e 5,1% da área do estado, respectivamente (IBGE, 2019).

Quanto aos aspectos físicos do estado, há três grandes macro unidades climáticas na região: clima equatorial continental úmido, com estação seca definida da depressão sul amazônica, ocorrendo na porção norte do estado; clima sub equatorial continental úmido com estação seca definida; e clima tropical continental alternadamente úmido e seco das chapadas, planaltos e depressões, cujos diferentes níveis de altitude variam de 400 a 800 metros, influenciando diretamente nos valores das chuvas (SEPLAN-MT, 2003). As menores precipitações ocorrem na região pantaneira e no extremo meridional da baixada cuiabana com 1.100 a 1.300 mm/ano. No Sudeste varia de 1.400 a 1.700 mm/ano. No noroeste do estado as precipitações ficam entre 1.800 e 2.300 mm/ano (SANCHEZ, 1992).

Na geologia, são identificadas três grandes províncias geotectônicas: 1. as Bacias Sedimentares do Fanerozóico, mais jovens que 542 Ma.; 2. a Província Tocantins, estruturada no Ciclo Orogênico Brasileiro, entre 960 e 542 Ma; e 3. o Cráton Amazonas, uma província geotectônica estabilizada em tempos pré-Brasileiros (LACERDA FILHO, et al., 2004).

Quanto ao relevo, o compartimento mais representativo em área no estado são as morfoestruturas em bacias sedimentares Paleo-Mesozóicas, Unidade Planalto e Chapada da bacia do Parecis e, Planalto e Chapada da bacia do Paraná. Os demais compartimentos correspondem as morfoestruturas do Cráton Amazônico - Depressões Marginais e Interplanálticas sul-Amazônica; morfoestruturas em bacias sedimentares Cenozóicas – Planícies e Pantanaís da bacia do Paraguai e planície do rio Araguaia, morfoestruturas dos Cinturões Orogênicos Antigos – Depressões Cuiabana e do Alto Paraguai-Guaporé (ROSS, 2016; ROSS, et al., 2019).

Quanto as classes de solos, segundo Zoneamento Sócio Econômico Ecológico (SEPLAN-MT, 2003) na escala 1:250.000, predomina a classe Latossolo (42,2%), seguida

das classes Argissolos (24,2%), Neossolos Quartzarênicos (12,9%), Plintossolo 7,3%, Cambissolo 4,7%, as demais classes correspondem a 8,7% do território.

A vegetação natural reflete uma alta diversidade de paisagens representadas por três ecorregiões (Figura 1): a Floresta Amazônica (54,2%), o Cerrado (39,1%) e o Pantanal (6,8%). Cada ecorregião tem sido reconhecida por sua importância global como *hotspots* de diversidade (MYERS, et al., 2000; MITTERMEIER, et al., 2003).

Referencial Teórico e Fontes de Dados

A primeira etapa do trabalho consistiu em uma revisão bibliográfica em periódicos indexados, utilizando palavras-chave indexadas pelas próprias bases através de procedimentos de controle de vocabulário. Para analisar a dinâmica da produção agrícola foi utilizada à base de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), no Sistema de Recuperação Automática (SIDRA) - Produção Agrícola Municipal (PAM) e Produção Pecuária Municipal (PPM). O período para a análise selecionado foi entre os anos de 1988 e 2018, pois para as culturas temporárias os dados disponíveis são a partir de 1988. Inicialmente os dados da PAM e PPM são apresentados nas escalas de Brasil e região e por fim, a análise se restringe ao estado de Mato Grosso, área de estudo do presente trabalho.

O banco de dados foi organizado no programa Microsoft Excel, onde foram gerados os gráficos com a evolução da área plantada, quantidade produzida e número de animais. Os dados também foram submetidos a análise estatística descritiva univariada utilizando o programa Past (HAMMER, et al., 2013).

Mapas Temáticos

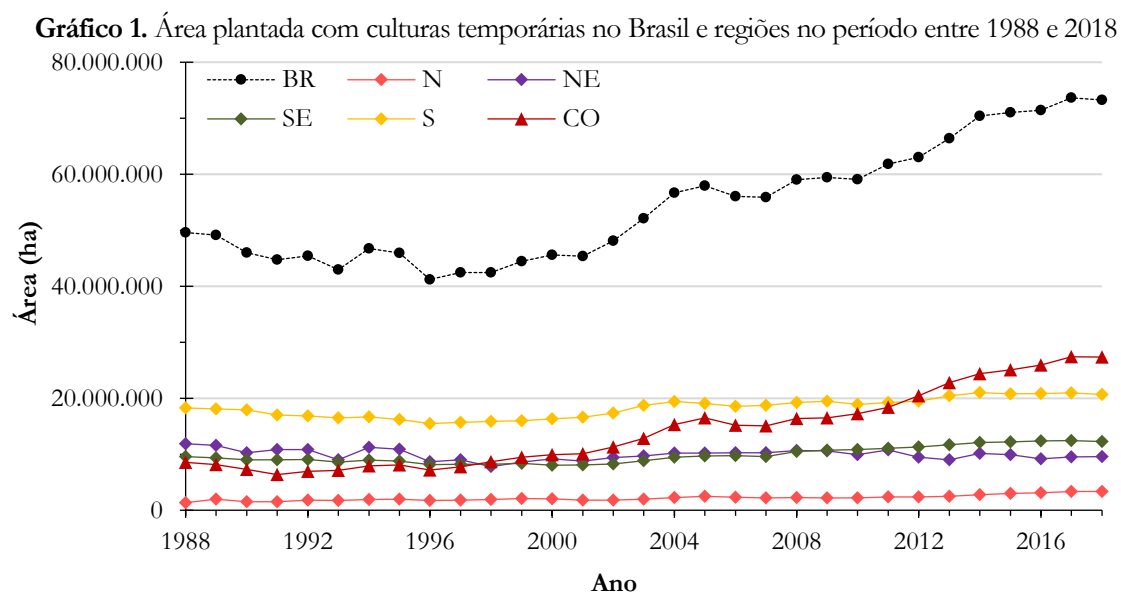
Os dados da PAM (culturas mais representativas em área) e PPM (maior rebanho) para os anos de 1988 e 2018 foram espacializados em ambiente do Sistema de Informações Geográficas utilizando o programa ArcMap 10.8.1 (licenciado para a autora), a fim de evidenciar a distribuição da agricultura no estado de Mato Grosso.

Para análise do uso e cobertura da terra dos anos de 1988 e 2018 foi utilizada a base de dados do projeto MapBiomas, Coleção 4.1 (2019). O projeto MapBiomas é uma iniciativa do Observatório do Clima co-criada e desenvolvida por uma rede multi-institucional envolvendo universidades, ONGs e empresas de tecnologia com o propósito de mapear anualmente a cobertura e uso da terra no Brasil, e monitorar as mudanças do território. A série histórica dos mapas de uso e cobertura da terra, bem como a quantificação das classes,

tem início no ano 1985 e é derivada do conjunto histórico de imagens Landsat disponíveis na plataforma *Google Earth Engine* (SOUZA, et al., 2020).

Resultados e Discussões

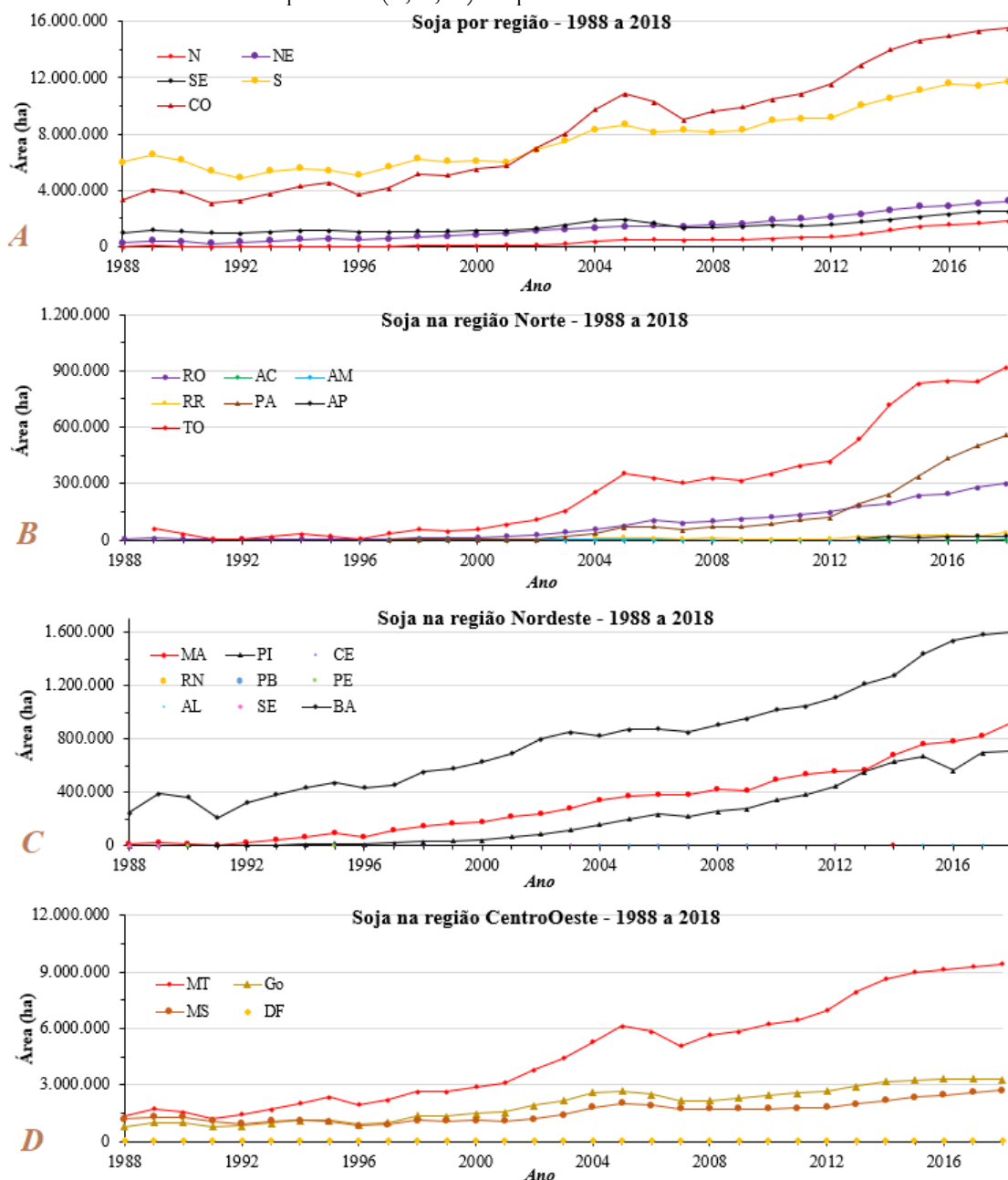
Entre 1988 e 2018 a área plantada com culturas temporárias no Brasil (Gráfico 1) aumentou 147,6%. Por região, o aumento foi de 321,2% no Centro-Oeste (CO); 248,0% no Norte (N); 127,8% no Sudeste (SE); 113,3% no Sul (S) e; 80,4% na região Nordeste (NE) (Figura 2). Dentre as 33 culturas temporárias que constam no SIDRA para 2018, a soja representou 47,6% de toda área plantada do país, seguida do milho com 22,6% e da cana-de-açúcar com 13,7%. Considerando que parte da área plantada de milho é na mesma área da soja, na safrinha, soja e cana-de-açúcar representaram 61,3% de toda a área plantada com culturas temporárias em 2018.



Fonte dos dados: PAM / SIDRA / IBGE. Elaboração: Autora.

Por região (Gráfico 2), dentre os três principais cultivos no país, a soja apresentou aumento na área plantada de 39.711,6% na região N; 1.252,4% na região NE; 466,6% na região CO; 248,5% na região SE e 195,5% na região S. Na região N destacam-se os estados de Tocantins (TO), Pará (PA) e Rondônia (RO); na região NE os estados da Bahia (BA), Maranhão (MA) e Piauí (PI), e na região CO os estados do MT, Goiás (GO) e Mato Grosso do Sul (MS). Os municípios (337) que compõem o MATOPIBA constituem a última fronteira agrícola do Cerrado (SPERA, 2017).

Gráfico 2. Evolução da área plantada com soja por região (A), e estados com maior aumento na área plantada (B, C, D) no período entre 1988 e 2018



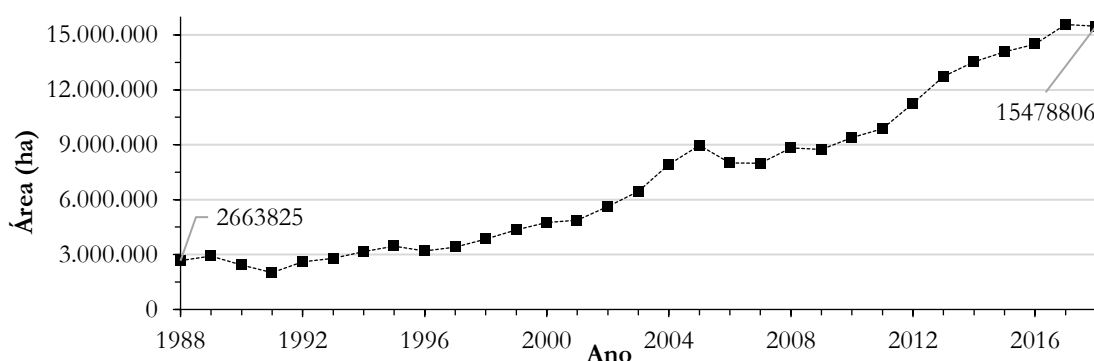
Fonte dos dados: PAM / SIDRA / IBGE. Elaboração: Autora.

As culturas temporárias com maior área plantada no Brasil são as que mais consomem agrotóxicos, e conforme trabalho desenvolvido por Pignati et al. (2017), o total consumido em 2015 correspondeu a 82%. A soja foi a cultura que mais utilizou agrotóxicos, representando 63% do total. Dados da Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA, 2020), mostram que a soja também é a cultura que mais consome fertilizantes, com aproximadamente 43% do total. Ressalta-se que o setor de adubo brasileiro depende da

importação de insumos que, em 2019, correspondeu a 80,6% do total de fertilizantes entregues ao mercado (ANDA, 2020).

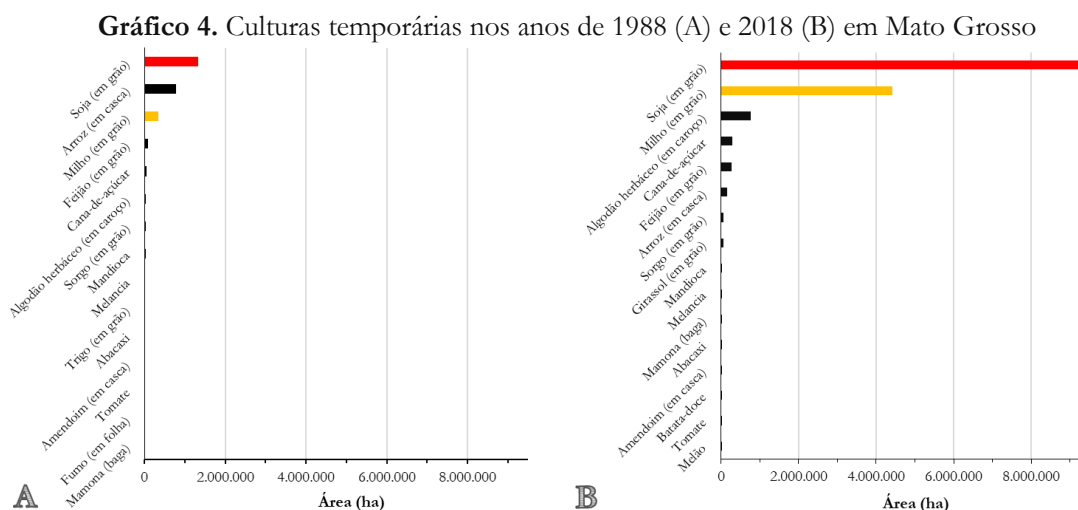
No estado de Mato Grosso, área de estudo do presente trabalho, entre 1988 e 2018 a área plantada com culturas temporárias (Gráfico 3) aumentou 581,1%. A área mínima plantada foi de 2.013.432 ha em 1991 e a máxima de 15.570.194 ha em 2017. O coeficiente de variação (CV) para o período foi de 60,03%, que, conforme Pimentel-Gomes (1985), corresponde a uma dispersão dos dados muito alta. A média do período foi de 7.272.031 e a mediana 6.445.164. Parte do incremento na área plantada com culturas temporárias deu-se devido às melhorias nas condições das pastagens que têm liberado área para a produção de grãos sem prejuízo para a produção de carne e, a maior parte está associada a perda de vegetação nativa como mostram os dados do projeto MapBiomias (Figura 5).

Gráfico 3. Área plantada com culturas temporárias em Mato Grosso entre 1988 e 2018



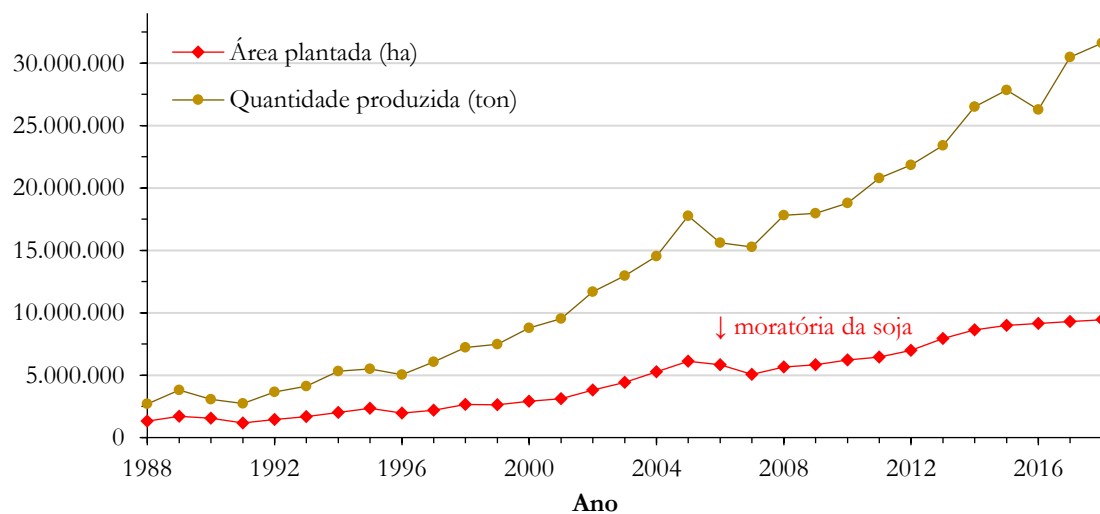
Fonte dos dados: PAM / SIDRA / IBGE. Elaboração: Autora.

Das 33 culturas temporárias que constam na lista do SIDRA da Produção Agrícola Municipal, 15 foram computadas no estado do MT em 1988 (Gráfico 4A) e, 16 em 2018 (Gráfico 4B). Em 1988, Mato Grosso possuía 2.663.825 ha de área plantada com culturas temporárias e, 49,9% correspondia a soja. No ano de 2018, o estado possuía 15.478.806 ha com culturas temporárias e entre elas predominou a soja, que representou 61,0% do total plantado. As culturas temporárias que correspondem aos alimentos que chegam à mesa dos brasileiros, e que são produzidos, na maior parte, pela agricultura familiar, ou não aparecem na estatística do IBGE, ou a área é ínfima comparada a escala de área plantada com monoculturas de grãos direcionados à exportação. A distribuição geográfica das culturas temporárias, que correspondem aos alimentos que chegam à mesa dos brasileiros, podem ser encontradas no Atlas da Questão Agrária Brasileira (GIRARDI, 2008).



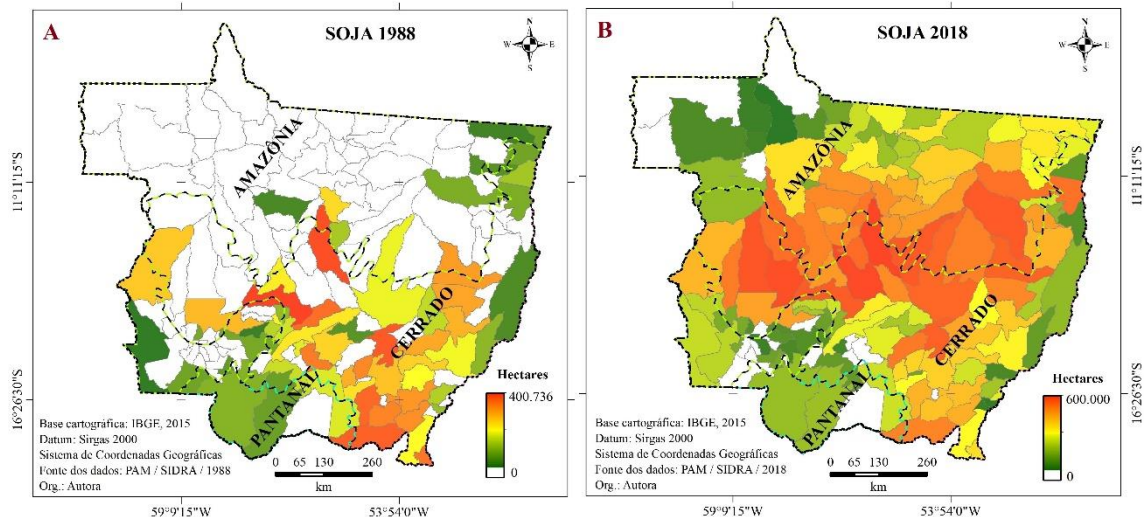
Em 2018, Mato Grosso foi o estado com maior área plantada de soja, com 9.437.888 ha, o que corresponde a 27,1% do total nacional (SIDRA, 2018). Como mostra o Gráfico 5, no período analisado, a área plantada com esta cultura aumentou 709,7% e a quantidade produzida teve um aumento ainda mais expressivo, de 1.173,0%. Para as safras de soja de 2006 e 2007 houve um declínio da área plantada, consequentemente na quantidade produzida (Gráfico 5), o que pode ser associado a moratória da soja (KASTENS, et al., 2017). Para Macedo et al. (2012), outro fator que contribuiu para a queda na área plantada com soja nas safras de 2006 e 2007 foi a queda nos preços das commodities. Na prática, este pode ter sido o fator preponderante. Nos anos seguintes, a área plantada com esta cultura voltou a aumentar significativamente.

Gráfico 5. Área plantada e quantidade produzida de soja no MT entre 1988 e 2018



A Figura 2 mostra a distribuição da área plantada com soja nos municípios mato-grossenses nos anos de 1988 e 2018. Em 1988 a soja predominava no bioma Cerrado e em 2018 nota-se o avanço para o bioma Amazônia. O predomínio do cultivo de grãos na região central do estado dá-se em função da classe de solo predominante (Latosolos), das condições de relevo (Chapada dos Parecís e dos Guimarães) e clima estável.

Figura 2. Área plantada com soja nos municípios mato-grossenses nos anos de 1988 (A) e 2018 (B)



A expansão em larga escala da produção de soja no MT teve início em meados dos anos 2000, como pode ser visualizado na Gráfico 5, e está associado, principalmente, ao desmatamento do Cerrado e da floresta amazônica, onde inicialmente há a exploração madeireira, na sequência a conversão para a pecuária e poucos anos após, a inserção da soja (FEARNSIDE, 2001; RIVERO et al., 2009; ARVOR, et al., 2011; MACEDO, et al., 2012,

A soja foi domesticada na Ásia há milhares de anos, e é cultivada em condições úmidas (ABE, et al., 2003; CARTER, et al., 2004). Na América do Sul, inicialmente foi cultivada em climas temperados do sul do Brasil e da Argentina (JASINSKI, et al., 2005). Na década de 1970, a pesquisa agrícola da EMBRAPA gerou novas cultivares portadoras de genes estratégicos adaptados a climas quentes da savana e tolerantes às altas concentrações de alumínio e baixas de cálcio, o que permite o enraizamento profundo das plantas e, conseqüentemente, a tolerância à seca e maturidade tardia (SPHEAR, 1995). Combinadas aos corretivos de acidez e ao uso intensivo de fertilizantes, possibilitou a expansão para a região Centro-Oeste (KLINK, et al., 1994; KLINK, 1995). Esta região possui a maior área plantada de soja desde o ano 2002, e no período entre os anos de 1988 e 2018 teve um incremento na área plantada de 466,6%, e de 786,5% na quantidade produzida (SIDRA,

1988-2018). MT também é o estado com maior área plantada com esta cultura desde o ano 2001.

Para Fearnside (2001) a demanda mundial contínua por soja na década de 1990 e no início dos anos 2000 criou uma dinâmica de desmatamento-pastagens-soja no Centro-Oeste, em que a soja substituiu as pastagens existentes, estimulando um novo desmatamento para a criação de gado na Amazônia. Enquanto isso, a melhoria nas estradas, especialmente a “rodovia da soja” BR-163 no MT, reduziu os custos de transporte. Se por um lado as estradas reduziram o custo do transporte, por outro, conforme Laurance et al. (2009), nas regiões tropicais elas são uma das principais causas das mudanças no uso da terra (desmatamento do tipo “espinha de peixe”).

A expansão da fronteira agrícola e o aumento da área plantada com *commodities* no Centro-Oeste também está relacionada com os Programas POLOCENTRO (Programa de Desenvolvimento dos Cerrados) e o PRODECER (Programa de Cooperação Nipo Brasileiro para o Desenvolvimento do Cerrado). O POLOCENTRO (1975-1980) foi concebido tendo como objetivo promover o rápido desenvolvimento e a modernização das atividades agrícolas no centro-oeste brasileiro (ALENCAR, 1975). Segundo Queiroz (2009), entre 1977 e 1979, cerca de 3,7 milhões de hectares foram beneficiados direta e indiretamente pelo programa. O POLOCENTRO foi substituído pelo modelo agroindustrial cooperativo do PRODECER (I, II, III), viabilizado pela ação conjunta de entidades públicas e privadas brasileiras e a Agência Japonesa para a Cooperação Internacional (QUEIROZ, 2009). O PROCEDER, instituído em 1979 com o objetivo de expandir a fronteira agrícola (PAEZ, et al., 1984), contribuiu para mudanças na paisagem e no perfil econômico e social, transformando os cerrados no principal polo de crescimento da agricultura brasileira dos últimos 40 anos (SANTOS, 2016).

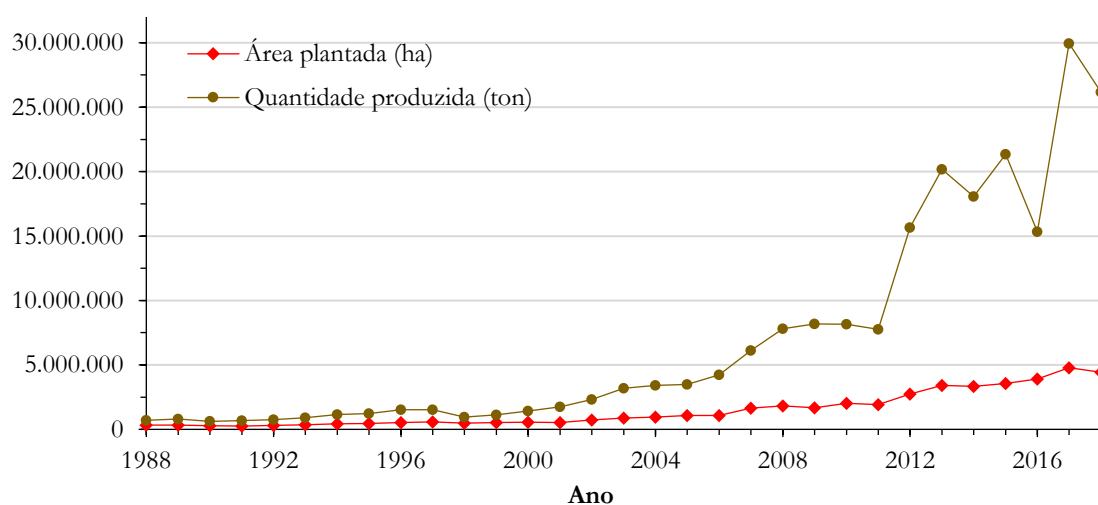
A maior parte do crédito concedido ao POLOCENTRO e PROCEDER privilegiou os grandes produtores, o que, segundo os críticos, conferiu aos programas um caráter concentrador e excludente (QUEIROZ, 2009). O modelo produtivo direcionado ao uso intensivo dos solos e ao desenvolvimento de grandes monoculturas voltadas a exportação (com uso massivo de fertilizantes, agrotóxicos e emprego da mecanização) e a pecuária extensiva e de baixa produtividade (com introdução de espécies exóticas), resultou na erosão dos solos, no assoreamento de rios e reservatórios, na morte de nascentes, na perda de biodiversidade, com impactos no clima regional.

Atualmente, a soja é a principal fonte mundial de sementes oleaginosas e a principal fonte de proteína para alimentação animal, e o Brasil ocupa um lugar de destaque na produção mundial. Conforme dados da Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB), em 2018 o Brasil passou a ser o maior produtor mundial de soja, com 33,0%, seguido dos Estados Unidos com 32,9% e, Argentina com 15,8%. Juntos, estes três países foram responsáveis por 81,7% da safra mundial de 2017/2018. Em 2018 o Brasil também se tornou o maior exportador de soja em grãos do mundo, responsável por 44,7% de todas as exportações (CONAB, 2020).

A cadeia de produção da soja no Brasil é altamente dependente de insumos como terra (agricultura predatória), fertilizantes, combustíveis, máquinas, agrotóxicos e eletricidade. Assim, para manter a produção, o Brasil desmata e utiliza intensivamente sementes transgênicas e insumos químicos como fertilizantes e agrotóxicos (Da SILVA, et al., 2010; DALL'AGNOL, et al., 2010; PIGNATI, et al., 2017). Segundo Carneiro et al. (2009), desde 2009 o Brasil é o campeão mundial em consumo de agrotóxicos, o que coloca em risco a qualidade do solo, da água e a saúde dos seres vivos. Além disso, a produção é intensiva em capital e emprega pouca mão-de-obra (LIMA, et al., 2011).

Para a cultura do milho, a área plantada no estado de Mato Grosso aumentou 1.306,0% no período analisado. Na quantidade produzida o aumento foi de 3.739,8% (Gráfico 6). O CV para o período foi de 92,6%, que, conforme Pimentel-Gomes (1985), corresponde a uma dispersão dos dados muito alta. A média do período foi de 1.481.909 e a mediana 882.658.

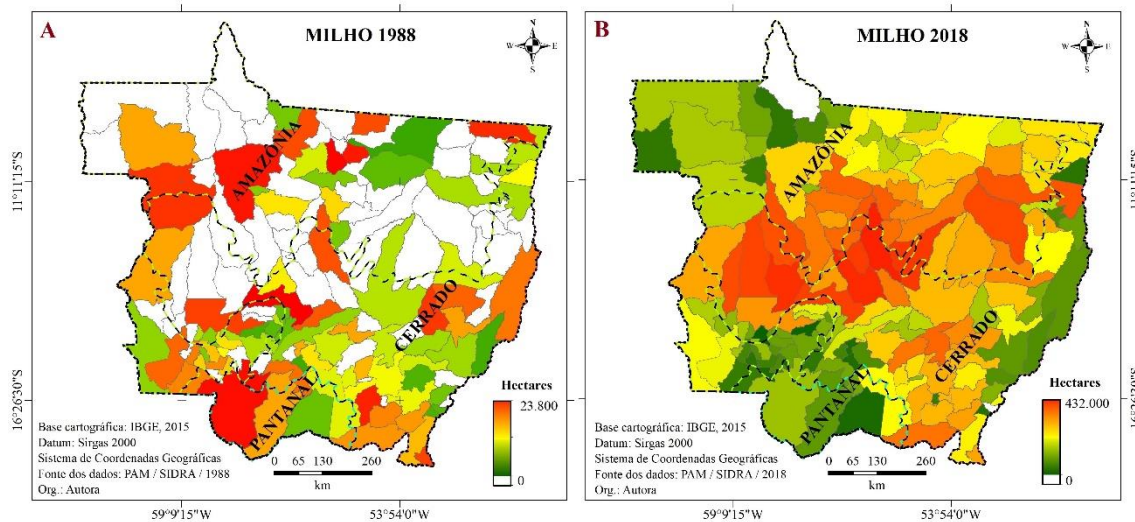
Gráfico 6. Área plantada e quantidade produzida de milho no MT entre 1988 e 2018



Fonte dos dados: PAM / SIDRA / IBGE. Elaboração: Autora.

Observa-se que o comportamento da quantidade produzida de milho (Gráfico 6) no estado se mantém praticamente constante até o ano 2000, quando então passa a se comportar de maneira crescente. De 2006 a 2012 o incremento na produção foi muito superior a todo o período anterior, e de 2011 para 2012 o aumento na quantidade produzida dobrou. A queda na produção no ano de 2016 foi consequência do déficit hídrico no plantio safrinha. Em 2018, a queda na quantidade produzida deu-se em função da diminuição da área plantada, 7,7% em relação à safra anterior. O incremento na quantidade produzida a partir do ano 2000 pode ser atribuído ao aumento na área plantada, adoção práticas agrônômicas mais eficientes, e melhoramento genético com cultivares mais produtivas e com resistência a herbicidas e pragas (DUARTE; CRUZ; GARCIA, 2007; CONTINI, et al., 2019). Na Figura 3 é possível visualizar a distribuição geográfica da área plantada com milho nos municípios mato-grossenses nos anos de 1988 e 2018.

Figura 3. Área plantada com milho nos municípios mato-grossenses nos anos de 1988 e 2018



Em trabalho desenvolvido por Spera, Winter e Partridge (2020), os autores quantificaram os efeitos da mudança histórica (2000-2015) e potencial do uso da terra no clima regional ao longo da fronteira agrícola Cerrado-Amazônia utilizando o modelo *Weather Research and Forecasting*. Os resultados obtidos pelos autores fornecem evidências que o desmatamento está degradando o clima regional e minando uma das principais razões para o desmatamento: a produção de safras de sequeiro. As simulações sugerem que o rendimento da soja é menos sensível a flutuações de temperatura e precipitação e, para o milho as diferenças de rendimento são impulsionadas, quase inteiramente, por diferenças de

temperatura, o que indica que a temperatura máxima da estação de crescimento e o número de noites quentes têm a maior influência na produtividade do milho.

O sistema de produção de milho no estado é o chamado cultivo safrinha, com implantação logo após a colheita da soja, realizada em janeiro e fevereiro. Para Tomasi (1982), além das condições ambientais favoráveis que possibilitam a realização de dois ciclos produtivos, um fato que contribuiu para o crescimento da área cultivada com milho no MT foi a retirada dos incentivos federais da cultura do trigo, assim, os agricultores iniciavam o cultivo do milho no outono-inverno.

Na produção pecuária nacional, destacam-se os galináceos (galinhas e codornas) com 1.465.616.194 de aves, bovinos com 213.523.056 de cabeças e suínos com 41.443.594 animais (SIDRA, 2018). Entre 1988 e 2018 o número de galináceos aumentou 287,9% no Brasil. Por região, o aumento foi de 705,5% no CO; 342,8% no S; 230,5% no SE; 195,2% no N e; 178,0% na região NE. Os estados com mais de 100 milhões de aves em 2018 foram: Paraná (PR) (384.277.793), São Paulo (SP) (204.183.349), Rio Grande do Sul (RS) (163.019.079), SC (141.970.637) e Minas Gerais (MG) (121.160.094). O estado de MT, área de estudo do presente trabalho, ficou em sétimo lugar no *ranking* de galináceos, com 60.394.411 aves.

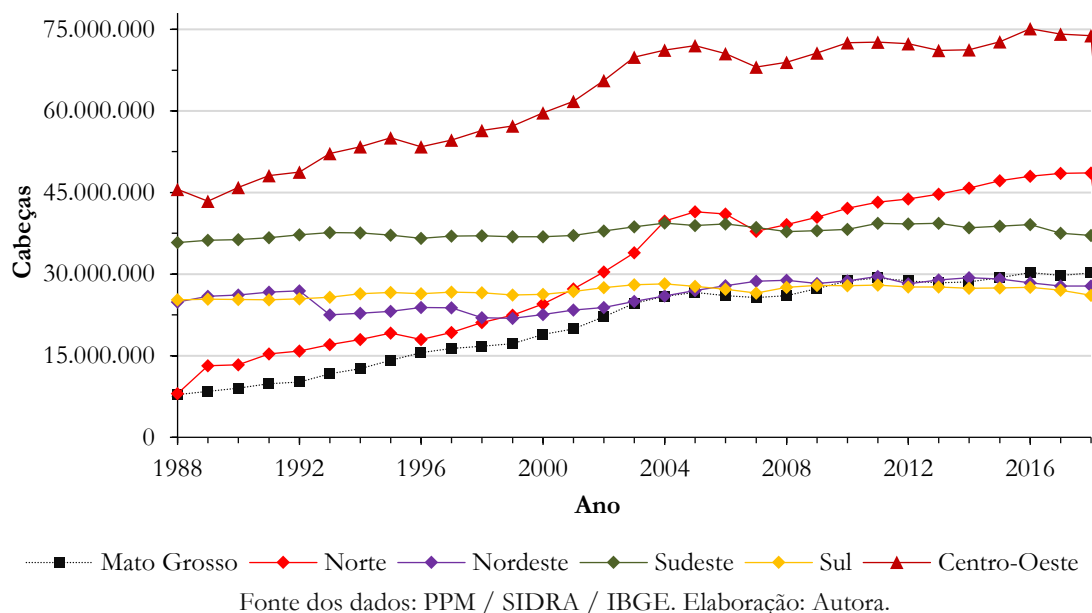
Na suinocultura o aumento do plantel brasileiro foi de 129,0% entre 1988 e 2018 (SIDRA, 1988-2018). Por região o aumento foi de 201,0% na região S; 179,4% na região CO; 118,0 na região SE; 62,2% na região NE e; 51,0% na região N. Os estados com número de suínos superior a cinco milhões em 2018 foram: SC (7.968.232), PR (6.899.545), RS (5.726.461) e, MG (5.247.605). O estado de MT ficou em quinto lugar no *ranking*, com 2.945.416 suínos.

Os segmentos da pecuária que dependem de ração como a suinocultura e a avicultura são estimulados pela sojicultura e milho safrinha, que, por sua vez, vão impulsionar a indústria frigorífica em plantas integradas que industrializam a carne, fabricam a ração e o adubo e trabalham com o sistema de parceria na engorda dos animais (WWF, 1999; QUEIROZ, 2009).

Na pecuária bovina o aumento do rebanho brasileiro no período analisado foi de 153% (SIDRA, 1988-2018). Por região (Gráfico 7) o aumento no rebanho foi de 603,1% na região N; 162,0% na região CO; 111,8% na região NE; 103,7% na região SE e; 103,4% na região S. Os estados com rebanho superior a 10 milhões de cabeças em 2018 (SIDRA, 2018) foram: MT (30.199.598), GO (22.651.910), MG (21.810.311), MS (20.896.700), PA (20.628.651), RO (14.367.161), RS (12.551.432) e SP (10.771.635). Desde 2004, Mato Grosso

é o estado com o maior rebanho bovino e, em 2018 o rebanho correspondia a 14,1% do total nacional. No período analisado o aumento do rebanho bovino no MT foi de 384,7%.

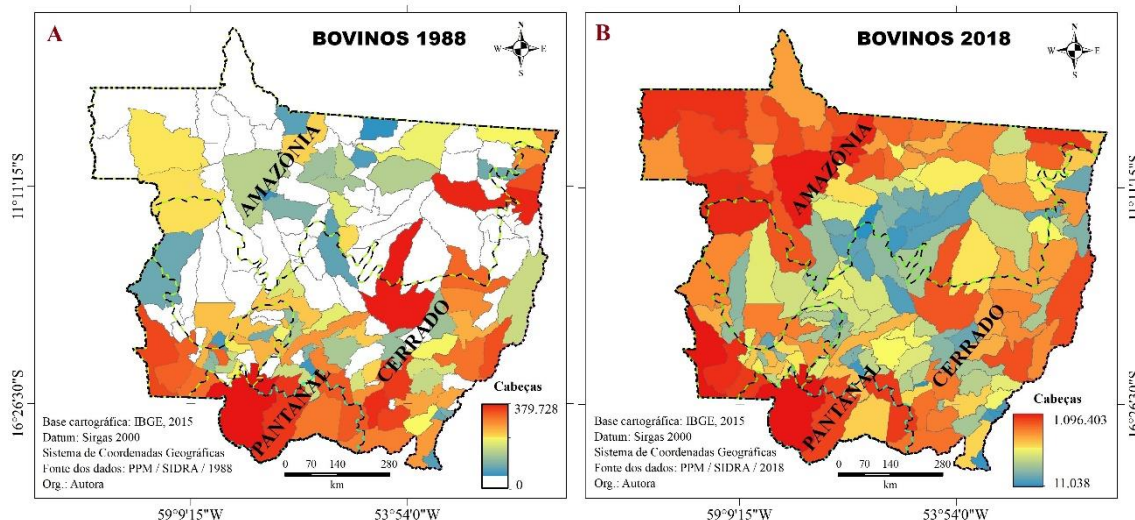
Gráfico 7. Pecuária bovina por região e no Estado de Mato Grosso no período entre 1988 e 2018



Em 1988 o rebanho bovino estava concentrado na região sudoeste do MT, predominantemente no bioma Pantanal (Figura 4A). Em 2018 (Figura 4B), todos os municípios mato-grossenses possuíam rebanho, com maior número de animais na porção sudoeste, no bioma Pantanal, onde há restrição para inserção da sojicultura em função dos ciclos de inundação; noroeste do estado no bioma Amazônia, associado às zonas de desmatamento; e leste do estado na depressão e planície do rio Araguaia, onde predominam Plintossolos que são solos que possuem restrições a percolação de água, logo, de baixa aptidão para a inserção da sojicultura. O município de Cáceres apresentou o maior rebanho bovino, tanto em 1988 (379.728 cabeças), quanto em 2018 (1.096.403 cabeças). Como pode ser visualizado na Figura 3, na região central do estado encontra-se o menor número de bovinos, pois a atividade agrícola predominante é a produção de grãos.

Conforme Dias-Filho (2014), em torno de 100 milhões de ha de pastagens no País estariam com nível de degradação forte ou moderado, necessitando sofrer alguma forma de intervenção. Nas regiões Centro-Oeste e Norte do Brasil cerca de 70 milhões de hectares de pastagens, estariam degradados ou em processo de degradação (DIAS-FILHO, 2011).

Figura 4. Distribuição espacial do rebanho bovino nos municípios mato-grossenses nos anos de 1988 e 2018



A tendência observada através da espacialização dos dados da produção agrícola por município (SIDRA, 1988-2018), é evidenciada na quantificação das classes e nos mapas de uso e cobertura da terra dos anos de 1988 e 2018 (Figura 5) do projeto MapBiomas. O predomínio da produção de grãos está na região central do estado e nota-se o avanço da pecuária no bioma Amazônia. A classe Floresta reduziu 28,8% e a classe Agropecuária aumentou 212,3% entre os anos de 1988 e 2018. Atualmente, os maiores fragmentos florestais encontram-se em Terras Indígenas.

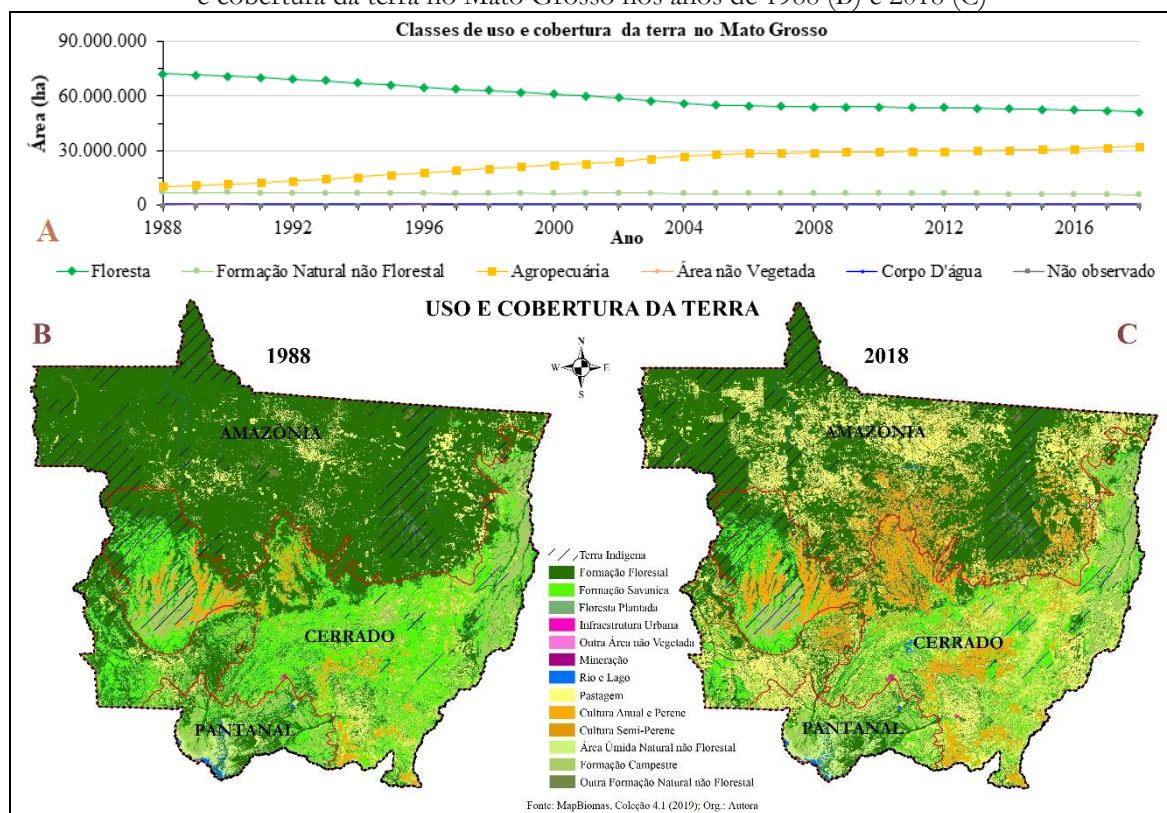
A conversão de ecossistemas naturais para agroecossistemas é essencial para o bem estar humano, pois fornecem alimentos, forragens, bioenergia e produtos farmacêuticos (POWER, 2010). Contudo, a agricultura predatória que vem sendo praticada no Brasil tem impactado a qualidade do solo e o potencial de estoque de carbono, a qualidade da água, a qualidade do ar, e a saúde dos seres vivos.

No estado de Mato Grosso, os desserviços das práticas inadequadas de manejo agrícola já foram comprovados por inúmeros pesquisadores (PIGNATI, 2007; PIGNATI; MACHADO; CABRAL, 2007; PALMA, 2011; BELO, et al., 2012; PIGNATI; OLIVEIRA; SILVA, 2014; RICHARDS, et al., 2015; BESERRA, 2017, dentre inúmeros outros), e o atual cenário na região é preocupante, pois os serviços ecossistêmicos fornecidos pelos ambientes naturais, como polinização, controle biológico de pragas, manutenção da estrutura e fertilidade do solo, ciclagem de nutrientes e serviços hidrológicos, estão em risco.

No bioma Amazônia, além dos impactos acima mencionados, para Ellwanger et al. (2020) o desmatamento causa a perda de espécies animais e vegetais, muitas ainda

desconhecidas pela ciência; afeta as comunidades indígenas, ribeirinhas e urbanas; e a saúde planetária, uma vez que, a floresta tropical tem um papel proeminente na regulação do clima da Terra. A influência climática regional e global, já foi abordada por diversos autores, a exemplo de Nobre (2019), que diz que a maior parte da bacia Amazônica já apresenta estação seca prolongada, principalmente em áreas desmatadas. Com isso, a devolução de umidade à atmosfera é menor do que a floresta tropical em geral e a tendência é que as estiagens como as de 2005 e 2010 se tornem cada vez mais frequentes. Sem a floresta, menos água infiltra, maior é o escoamento superficial, e uma vez que o solo fica desprotegido, aumenta a perda de água, sedimentos, matéria orgânica do solo e nutrientes, que por sua vez, afeta a hidrossedimentologia e a qualidade da água nos canais de drenagem. A diminuição da transpiração devido a derrubada da floresta, resulta em aumento da temperatura regional, o que por sua vez intensifica a ocorrência de eventos climáticos extremos. Com menos chuva caindo e com o aumento na temperatura, dezenas de milhares de espécies podem ser perdidas junto com o poder da floresta reciclar carbono (RUDDIMAN, 2014).

Figura 5. Quantificação das classes de uso e cobertura da terra no período de 1988 a 2018 (A); uso e cobertura da terra no Mato Grosso nos anos de 1988 (B) e 2018 (C)



Segundo Nobre (2019), a Amazônia brasileira possui cerca de 17 milhões de hectares de terras degradadas e improdutivas que poderiam ser recuperadas e usadas para agricultura sustentável (eco-intensificação), incluindo novos produtos florestais. Os terrenos já em produção têm capacidade para aumentar a produtividade várias vezes, o que se daria a partir da utilização das práticas de manejo conservacionistas (edáficas, vegetativas e mecânicas). Para ele, a bioeconomia baseada na extração sustentável de materiais para bens, que variam de produtos farmacêuticos a alimentos, cosméticos e outros materiais, também poderiam impulsionar a economia, respeitar os direitos sociais e os povos tradicionais e proteger os ecossistemas da Amazônia. Porém, o cenário político atual é o de desmonte dos órgãos ambientais e enfraquecimento de políticas, leis, acordos, fundos e ações práticas voltadas à proteção dos remanescentes dos biomas brasileiros.

Em trabalho desenvolvido por Sparovek et al. (2019), os autores integraram os dados oficiais de posse das terras brasileiras autodeclaradas no Cadastro Ambiental Rural, e os resultados obtidos pelos autores mostram que 36,1% das terras são públicas, 44,2% são privadas, 3,1% correspondem as áreas urbanas e massas de água e 16,6% não possuíam registros ou têm posse desconhecida. A extensão de sobreposições entre as categorias de posse da terra e as áreas sem registro evidenciam as fragilidades na posse da terra, o que provoca disputas que resultam em desmatamento e violência. Para Reydon; Fernandes e Telles (2020), o poder político dos interesses privados sempre foi capaz de pressionar os reguladores a deixar as terras públicas sem registro, a fim de permitir a posterior apropriação privada dessas terras sem custo. Isto fica evidente na atual conjuntura política brasileira, que visa converter a floresta Amazônica em pastagens e monocultivos industriais, além de operações de mineração, construção de grandes usinas hidrelétricas, prospecção de petróleo e gás e turismo em Terras Indígenas já demarcadas e em processo de demarcação.

A Medida Provisória (MP) n. 910 de 10 de dezembro de 2019 (BRASIL, 2020), que permitia que terras públicas desmatadas com até 15 módulos fiscais se tornassem propriedade de quem as ocupou irregularmente, desde que se cumprissem alguns requisitos (Art. 13 “averiguados por meio de declaração do ocupante”), foi outra forte evidência do poder político dos interesses privados retratado por Reydon; Fernandes e Telles (2020). A MP n. 910, que tinha como prazo até 19 de maio de 2020 para aprovação, foi retirada da pauta na Câmara dos Deputados em 12 de maio de 2020, resultado das pressões, principalmente de ambientalistas, e o engajamento de figuras públicas como artistas nacionais e internacionais. Porém, os interesses privados de um determinado grupo econômico, fez

com que os deputados apresentassem um Projeto de Lei (PL n. 2.633 de 14 de maio de 2020) em substituição à MP n. 910.

Como mostram inúmeras pesquisas, o desmatamento tem sido fundamental para o desenvolvimento e força do setor agrícola brasileiro. Desde o Golpe de 2016 (SOUZA, 2016; 2019), os retrocessos ambientais e civilizatórios que vem ocorrendo no país, aliado a uma moeda fraca que torna as exportações brasileiras mais atraentes, tem incentivado ainda mais o desmatamento. Conforme dados do “Relatório anual do desmatamento no Brasil 2020”, Mato Grosso ficou em segundo lugar no *ranking* de área desmatada detectada em 2020, com 178.184 ha, atrás do Pará, que teve 366.335 ha desmatados. Pará, Mato Grosso, Maranhão, Amazonas, Rondônia e Bahia responderam por mais de 76% do desmatamento detectado no país em 2020 (AZEVEDO et al., 2021). A agricultura predatória praticada no Brasil, os retrocessos ambientais e a atual política de devastação poderão levar a uma catástrofe ambiental, econômica e humanitária global.

Conclusões

O estado de Mato Grosso se destaca em nível nacional na produção agrícola. No período entre os anos de 1988 e 2018 a área plantada com culturas temporárias aumentou 581,1% no estado e, as duas principais culturas são soja e milho, que tiveram um aumento de 709,7% e 1.306,0%, respectivamente. Na produtividade o aumento para a soja foi de 1.173,0% e para o milho, 3.739,8%. A soja, que é a principal cultura temporária do país, MT possui a maior área plantada desde 2001 e a maior quantidade produzida desde o ano 2000. Quanto a distribuição geográfica destas culturas, em 1988 elas predominavam no bioma Cerrado e, em 2018 percebe-se o avanço no bioma Amazônia.

Na produção pecuária, Mato Grosso se destaca na bovinocultura de corte, com aumento no rebanho de 384,7%. Desde 2004 o estado possui o maior rebanho bovino do país, com 14,1% do total nacional em 2018. Em 1988 o rebanho concentrava-se no bioma Pantanal e, em 2018, já estava presente em todos os municípios mato-grossenses, com o rebanho distribuído no bioma Pantanal, onde há restrição para inserção da sojicultura em função dos ciclos de inundação; noroeste do estado associado às zonas de desmatamento do bioma Amazônia e; leste do estado na depressão e planície do rio Araguaia, onde predominam solos que possuem restrições a percolação de água, logo, de baixa aptidão para agricultura de sequeiro.

Embora às atividades agrícolas gerem receitas para o estado de Mato Grosso, a conversão de ecossistemas naturais para agroecossistemas de forma predatória têm impactado a biodiversidade, a qualidade do solo, da água, do ar e a saúde dos seres vivos. Se o atual cenário de desmatamento persistir, os serviços ecossistêmicos prestados pela floresta podem colapsar, o que coloca em risco a segurança alimentar, a economia brasileira e o futuro climático do planeta.

Referências

- ABE, J. et al. Soybean germplasm pools in Asia revealed by nuclear SSRs. **Theoretical and Applied Genetics**, v.106, p.445-453, 2003.
- ALENCAR, G. “O POLOCENTRO no Contexto do II PND”. In: **O II PND e os Programas de Desenvolvimento do Distrito Federal e do Centro-Oeste**. Estudos e Debates I. Brasília: Senado Federal, Comissão de Assuntos Regionais, 14 de maio de 1975.
- ANDA. Associação Nacional Para a Difusão De Adubos. **Principais indicadores do setor de fertilizantes – 2014 a 2019**. Disponível em: <http://anda.org.br/arquivos/>. Acesso: 26 agos. 2020.
- ARTAXO P. Working together for Amazonia. **Science**, v. 363, n. 6425, p. 323, 2019.
- ARVOR, D. et al. Analyzing the agricultural transition in Mato Grosso, Brazil, using satellite-derived indices. **Applied Geography**, v. 32, n. 2, p. 702-713, mar. 2011.
- ASSUNÇÃO, J.; GANDOUR, C. C.; ROCHA. R. Deforestation slowdown in the Brazilian Amazon: prices or policies? **Environment and Development Economics**, v. 20, n. 6, p. 697-722, 2015.
- AZEVEDO, T. et al. Relatório anual do desmatamento no Brasil 2020. São Paulo, Brasil: MapBiomas, 2021. Disponível em: <http://alerta.mapbiomas.org>. Acesso em: 09 jul. 2021.
- BALSAN, R. Impactos decorrentes da modernização da agricultura brasileira. **Campo-Território: revista de geografia agrária**, v. 1, n. 2, p. 123-151, ago. 2006.
- BELO, M. S. S. P. et al. Uso de agrotóxicos na produção de soja do Estado do Mato Grosso: um estudo preliminar de riscos ocupacionais e ambientais. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 37, p. 78-88, 2007.
- BESERRA, L. **Agrotóxicos, vulnerabilidades socioambientais e saúde: uma avaliação participativa em municípios da bacia do rio Juruena, Mato Grosso**. 2017. Dissertação (Mestrado em Saúde Coletiva) – Instituto de Saúde Coletiva, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2017.
- BOMMARCO, R.; KLEIJN, D.; POTTS, S. G. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 4, p. 230–238, abr. 2013.
- BRASIL. **Projeto de Lei n. 2633**, de 14 de maio de 2020. Disponível em: <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=2252589>. Acesso em: 29 jul. 2020.
- BRASIL. **Medida Provisória n. 910**, de 10 de dezembro de 2019. Disponível: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2019/Mpv/mpv910.htm. Acesso em: 29 mar. 2020.
- CARNEIRO, F. F. et al. **Dossiê da ABRASCO: Um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde**. Rio de Janeiro: ABRASCO. 2012.

- CARTER, T. E. I. et al. Genetic diversity in soybean. In: BOERMA, H. R.; SPECHT, J. E. (Eds.). **Soybeans: improvement, production, and uses**. Madison, WI: American Society of Agronomy, 2004. pp. 303-416.
- CLAY, J. **World agriculture and the environment: a commodity-by-commodity guide to impacts and practices**. Washington, DC: Island Press. 2004.
- CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. **Soja**, maio de 2018. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/>. Acesso em: 20 jan. 2020.
- CONTINI, E. et al. **Milho - Caracterização e Desafios Tecnológicos**. Embrapa: Série Desafios do Agronegócio Brasileiro (Nt2). Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/195075/1/Milho-caracterizacao.pdf>
- COSTA, H. L.; ROSSETTO, O. C. A concentração fundiária no estado de Mato Grosso: leituras a partir da análise dos Censos Agropecuários 1985-2017. **Campo-Território: revista de geografia agrária**, v. 14, n. 32, p. 84-99, abr., 2019.
- COUTININHO, A. C. **Dinâmica das queimadas no estado do Mato Grosso e suas relações com as atividades antrópicas e a economia local**. 2005. 308 f. Tese (Doutorado em Ciência Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- DALL'AGNOL, A.; LAZAROTTO, J. J.; HIRAKURI, M. H. Desenvolvimento, mercado e rentabilidade da soja Brasileira. **Circular Técnica**, Londrina: Embrapa, n. 74. 2010.
- DA SILVA, V. P. et al. Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 9, p. 1831-1839, set. 2010.
- DIAS-FILHO, M. B. **Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação**. 4. Ed. Belém: Embrapa, 2011.
- DIAS-FILHO, M. B. **Diagnóstico das Pastagens no Brasil**. Documentos/Embrapa Amazônia, Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2014.
- DUARTE, J. O.; CRUZ, J. C.; GARCIA, J. C. **A evolução da produção de milho no Mato Grosso: a importância da safrinha**. Embrapa: Comunicado Técnico 150. 2007.
- ELLWANGER, J. E. et al., Beyond diversity loss and climate change: Impacts of Amazon deforestation on infectious diseases and public health. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, e20191375, 2020.
- EVANS, L. T. **Feeding the ten billion: plants and population growth**. Cambridge: Cambridge University Press, 1998.
- EVENSON, R. E.; GOLLIN, D. Assessing the Impact of the Green Revolution, 1960 to 2000. **Science**, v. 300, p. 758-62, 2009.
- FEARNSIDE, P. M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental Conservation**, v. 28, n. 1, p. 23-38, maio 2001.
- FAO. Food and Agriculture Organization. **FAOSTAT, 2018**. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/RL>. Acesso em: 04 jun. 2021.
- FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5.734, p. 570-574, agos. 2005.
- GABA, S. F. et al. Managing biotic interactions for ecological intensification of agroecosystems. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 2, p. 1-9, 2014.
- GIRARDI, E. P. **Atlas da questão agrária brasileira**. FCT/Unesp: Presidente Prudente, 2008. Disponível em: http://www.atlasbrasilagrario.com.br/con_subcat/introducao. Acesso em 05 jul. 2021.

- GOLLNOW, F.; LAKES, T. Policy change, land use, and agriculture: The case of soy production and cattle ranching in Brazil, 2001 e 2012. **Applied Geography**, v. 55, p. 203-211, 2014.
- GOTTDENKER, N. L. et al. Anthropogenic land use change and infectious diseases: a review of the evidence. **Ecology & Health**, v. 11, p. 619-632, 2014.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A.; RYAN, P. D. **PAST** - Paleontological Statistics ver.1.12. 2013. Disponível em: <http://www.folk.uio.no/ohammer/past>. Acesso em: 20 jun. 2020.
- HOEKSTRA, J. M. et al. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. **Ecology Letters**, v. 8, p. 23-29, jan. 2004.
- HOOKE, R. L.; MARTÍN-DUQUE, J. F.; PEDRAZA, J. Land transformation by humans: A review. **Geological Society of America Today**, 22, n. 12, dez. 2012.
- HOOKE, R. L. On the history of humans as geomorphic agents. **Geology**, v. 28, no. 9, p. 843–846, 2000.
- HOOPER, D. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3-35, fev. 2005.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo agropecuário 2006**. Rio de Janeiro: IBGE, 2009.
- _____. **Censo agropecuário 2017: resultados definitivos**. Rio de Janeiro: IBGE, 2019.
- _____. **Mato Grosso – População 2020**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/panorama>. Acesso em: 08 jul. 2021.
- ICV. Instituto Centro de Vida. **Deforestation Analysis in Mato Grosso (Prodes/2017)**. Disponível: <https://www.icv.org.br/wp-content/uploads/2018/01/deforestation-analysis-in-mato-grosso-prodes2017.pdf>. Acesso em: 29 jan. 2020.
- INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Projeto Prodes: Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite**. 2018. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Acesso em: 29 dez. 2019.
- JASINSKI, E. et al. Physical landscape correlates of the expansion of mechanized agriculture in Mato Grosso, Brazil. **Earth Interactions**, v. 9, n. 16, p. 1-18, jul. 2005.
- JONES, K. E. et al. Global trends in emerging infectious diseases. **Nature**, v. 451, p. 990-993, 2008.
- KASTENS, J. H. et al. Soy moratorium impacts on soybean and deforestation dynamics in Mato Grosso, Brazil. **PLoS One**, v. 12, n. 4, p. e0176168, abr. 2017.
- KLINK, C. A. **De grão em grão: O Cerrado Perde Espaço**. Brasília, Brazil: World Wide Fund for Nature (WWF-Brasil), 1995.
- KLINK, C. A.; MACEDO, R. H.; MUELLER, C. C. **Cerrado: Processo de ocupação e implicações para a conservação e utilização da sua diversidade biológica**. Brasília, Brazil: World Wide Fund for Nature (WWF-Brasil). 1994.
- LACERDA FILHO, J. V. de et al. **Geologia e recursos minerais do estado de Mato Grosso**. Esc. 1:1.000.000. Goiânia: CPRM, 2004.
- LAL, R. Enhancing eco-efficiency in agroecosystems through soil C sequestration. **Crop Science**, v. 50, p. S120-S131, 2010.
- LAL, R. 2015. A system approach to conservation agriculture. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 70, n. 4, p.82A-88A, 2015.
- LAL, R. Eco-intensification through soil carbon sequestration: Harnessing ecosystem services and advancing sustainable development goals. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 74, n. 3, p. 55A-61A, 2019.
- LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 12, p. 659-669, set. 2009.

- LIMA, M.; SKUTSCH, M.; COSTA, G. M. Deforestation and the social impacts of soy for biodiesel: perspectives of farmers in the south Brazilian Amazon. **Ecology and Society**, v. 16, n. 4, 2011.
- MACEDO, M. N. et al. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 4, p. 1341-1346, jan. 2012.
- MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Informações Técnicas**. 2021. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/agrotoxicos/informacoes-tecnicas>. Acesso em: 02 jun. 2021.
- MATSON, P. A. Agricultural intensification and ecosystem properties. **Science**, v. 277, p. 504–509, jul. 1997.
- MCDONALD, B. L. **Food Security**. Cambridge and Oxford: Polity Press. 2010.
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and human well-being: synthesis**. Island Press. 2005.
- MEDEIROS, D. B. A; VASCONCELOS, P. F. C. Is the Brazilian diverse environment is a crib for the emergence and maintenance of exotic arboviruses? **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, e20190407, 2019.
- MITTERMEIER, R. et al. Wilderness and biodiversity conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 100, n. 18, p. 10309-10313, set. 2003.
- MOSS, B. Water pollution by agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 363, p. 659-666, jul. 2008.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, fev. 2000.
- NOBRE, C. A. To save Brazil? rainforest, boost its science. **Nature**, v. 574, n. 7779, p. 455, out. 2019.
- NOBRE, A. D. **O futuro climático da Amazônia: relatório de avaliação científica**. Amazônia: Articulação Regional Amazônica. 2014. v. 1.
- OLIVEIRA, L. K. et al. Socio-sanitary-environmental process of pesticides in the basin of the rivers Juruena, Tapajós and Amazonas in Mato Grosso, Brazil. **Saúde e Sociedade**, São Paulo, v. 27, n. 2, p. 573-587, abr./jun. 2018.
- PAEZ, M. L. D'A. et al. Avaliação do programa de cooperação nipo-brasileira para o desenvolvimento dos cerrados: PRODECER. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 22, n. 3, p.327-364, 1984.
- PALMA, D. C. A. **Agrotóxicos em leite humano de mães residentes em Lucas do Rio Verde - MT**. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Saúde Coletiva, UFMT, Cuiabá, 2011.
- PAULINO, E. T. Agricultura e tecnificação: notas para um debate. **Agrária**, v. 4, p. 3-19, 2006.
- PIGNATI, W. A. et al. Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a vigilância em Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 22, n.10, p. 3281-3293, 2017.
- PIGNATI, W. A. **Os riscos, agravos e vigilância em saúde no espaço de desenvolvimento do agronegócio no Mato Grosso**. 2007. 114 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fiocruz, Rio de Janeiro, 2007.
- PIGNATI, W. A.; MACHADO, J. M. H.; CABRAL, J. F. Acidente rural ampliado: o caso das "chuvas" de agrotóxicos sobre a cidade de Lucas do Rio Verde. **Ciência & Saúde Coletiva**, 2007; v. 12, p. 105-114, 2007.
- PIGNATI, W. A.; OLIVEIRA, N. P.; SILVA, A. M. C. Vigilância aos agrotóxicos: quantificação do uso e previsão de impactos na saúde-trabalho-ambiente para os municípios brasileiros. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 12, p. 4669-4678, 2014.

- PIMENTEL-GOMES, F. **Curso de Estatística Experimental**. 12. ed. Piracicaba: Livraria Nobel. 1985.
- POTTS, S. G. et al. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 6, p. 345-353, fev. 2010.
- POWER, A. G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 365, n. 1554, p. 2959-2971, set. 2010.
- Projeto MapBiomias – Coleção 4.1 da **Série anual de mapas de cobertura e uso de solo do Brasil**. Disponível em: <https://mapbiomas.org/download>. Acesso: 28 jul. 2020.
- QUEIROZ, F. A. Impactos da sojicultura de exportação sobre a biodiversidade do Cerrado. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 21, n. 2, p. 193-209, ago. 2009.
- RICHARDS, P. et al. Soybean development: the impact of a decade of agricultural change on urban and economic growth in Mato Grosso, Brazil. **Plos One**, 2015.
- RIVERO, S. et al. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. **Nova Economia**, Belo Horizonte, v. 19, n. 1, p. 41-66, jan./Abr. 2009.
- ROSS, J. L. S.; FIERZ, M. M.; NEPUMOCENO, P.; MELO, M. A. Macroformas do Relevo da América do Sul. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 38, p. 58-69, 2019.
- ROSS, J. L. S. Relevo brasileiro no contexto da América do Sul. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 26, p. 21--58, 2016.
- RUDDIMAN, W. F. **A terra transformada**. Porto Alegre: Bookman, 2015.
- SANTOS, C. C. M. Programa de Cooperação Nipo-Brasileira para o Desenvolvimento dos Cerrados? PRODECER: um espectro ronda os cerrados brasileiros. **Estudos Sociedade E Agricultura** (UFRRJ), v. 24, p. 384-416, 2016.
- SEPLAN-MT. Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral. **Zoneamento Sócio Econômico Ecológico do Estado de Mato Grosso – 2002**. 2003.
- SHEIKH, P. A.; MEYER, P. P. J.; PROCITA, K. Fire and Deforestation in the Brazilian Amazon. **Congressional Research Service**, 2019. Disponível: https://aquadoc.typepad.com/files/crs_infocus_fire_deforest_amazon_9sept2019.pdf. Acesso: 29 mar. 2020.
- SIDRA. Sistema IBGE de Recuperação Automática. **Produção Agrícola Municipal**. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela>. Acesso em: 29 jan. 2020.
- SIDRA. Sistema IBGE de Recuperação Automática. **Produção Pecuária Municipal**. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3939>. Acesso em: 29 jan. 2020.
- SILVA, E. Cidade, território e rede na modernização agrária do Brasil e a abordagem sobre Mato Grosso. **ACTA Geográfica**, Boa Vista, v. 4, n. 8, p.39-56, jul./dez. de 2010.
- SOUZA, C. M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 1-27, 2020.
- SOUZA, J. **A elite do atraso**. Rio de Janeiro: Estação Brasil, 2019.
- SOUZA, J. **A radiografia do golpe**. Rio de Janeiro: Leya, 2016.
- SPAROVEK, G. et al. Who owns Brazilian lands? **Land Use Policy**, v. 87, 104062, 2019.
- SPEHAR, C. R. Impact of strategic genes in soybean on agricultural development in the Brazilian tropical savannahs. **Field Crops Research**, v. 41, n.3, p. 141-146, jun. 1995.
- SPERA, S. A.; WINTER, J. M.; PARTRIDGE, T. F. Brazilian maize yields negatively affected by climate after land clearing. **Nature Sustainability**, v. 3, n. 10, p. 1-8, out. 2020.
- TILMAN, D. et al. Forecasting agriculturally driven global environmental change. **Science**, v. 292, n. 5515, p. 281-284, abr. 2001.

TOMASINI, R. G. A. Evolução histórica e aspectos econômicos. In: OSÓRIO, E. A. (Coord.). **Trigo no Brasil**. Campinas: Fundação Cargill, 1982. p. 1-26.

WEST, T. A. P.; BÖRNER, J.; FEARNSIDE, P. M. Climatic benefits from the 2006–2017 avoided deforestation in Amazonian Brazil. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 2, n. 52, p 1-19, 2019.

WWF. World Wildlife Fund. **Repercussões ambientais da expansão da soja no cerrado e seus vínculos com a liberalização do comércio e a política macroeconômica brasileira**. Brasília: WWF Brasil, 1999.

Submetido em: setembro de 2020.

Aceito em: julho de 2021.