

Desmatamento no sul do bioma Amazônia: passado, presente e futuro de Querência, MT

Deforestation in the south of the Amazon biome: past, present, and future for Querência, MT

Heitor Carvalho Lacerda

UFMG

<https://orcid.org/0000-0003-4195-4102>

heitorcarvalho7@gmail.com

Andréa Oliveira Mesquita

UFMG

<https://orcid.org/0000-0002-3815-0173>

andreamesquita.bio@gmail.com

Alessandra Silva Araújo

UFMG

<https://orcid.org/0000-0002-9842-9723>

alessandrasa@ufmg.br

Warlen Librelon de Oliveira

UFMG

<https://orcid.org/0000-0002-9842-9723>

warlen@librelon.com.br

Sônia Maria Carvalho Ribeiro

UFMG

<https://orcid.org/0000-0002-3045-8632>

sonia.carvalhoriibeiro@googlemail.com

Resumo

Aprofundar as investigações sobre o desmatamento no sul da Amazônia é necessário para compreender como o fenômeno se configura em subsistemas locais. O estudo objetiva analisar as causas do desmatamento em Querência - MT, entre 1985 e 2018, e simular cenários futuros até 2030, baseado em tendências históricas e medidas de governança ambiental. Levantamos as causas locais e regionais do desmatamento e analisamos em dois períodos distintos para calibração (1985-2005) e validação do modelo espacial (2005-2018). A partir da simulação, propusemos quatro cenários possíveis para 2030. Os resultados revelaram que, em Querência - MT, a proximidade às áreas desmatadas, os tipos de solos e a presença de assentamentos rurais estiveram associados ao desmatamento, enquanto a maior proteção das florestas foi concernente à presença das terras indígenas. A taxa de desmatamento mais recente foi de 5% (2005-2018) e a validação do modelo atingiu 0.57 de similaridade. Os cenários propostos sugerem que o desmatamento em terras indígenas é pouco provável para 2030, devido à taxa e padrão espacial do desmatamento observado. Entretanto, o uso indevido da terra, como a supressão das áreas resguardadas por lei para conservação, é uma questão preocupante para os próximos anos, principalmente nos assentamentos rurais.

Palavras-chave: Modelagem Espacial; Arco do Desmatamento; Gestão Territorial; Análise Local.

Abstract

Further investigation of deforestation in the south of the Amazon is necessary to understand how the phenomenon is configured in local subsystems. The objective of the present study was to analyze the causes of deforestation in Querência - MT, between 1985 and 2018 and to simulate future scenarios until 2030 based on historical trends and measures of environmental governance. We surveyed the leading local and regional causes of deforestation and analyzed them in two distinct periods for calibration (1985-2005) and validation of the spatial model (2005-2018). Based on the simulation, we proposed four possible scenarios for 2030. The results indicated that in Querência - MT, deforestation was associated with proximity to deforested areas, soil types, and rural settlements. The more excellent forest protection was associated with the presence of indigenous lands. The most current deforestation rate was 5% (2005-2018), and model validation reached 0.57 similarity. The proposed scenarios suggest that deforestation in indigenous lands is unlikely to occur by 2030 due to the observed deforestation rate and spatial pattern. However, the misuse of land, such as the suppression of areas protected by law for conservation, is a matter of concern for the coming years, especially in rural settlements.

Keywords: Spatial Modeling; Arc of Deforestation; Territorial Management; Local Analysis.

1. Introdução

No Brasil, o desmatamento na floresta amazônica tem gerado impactos nos sistemas ambientais em escalas regionais e locais, como a perda da biodiversidade (Brandão e Barata, 2022), alterações climáticas regionais, redução da taxa de evapotranspiração (Artaxo, 2023), alteração da vazão dos rios, compactação dos solos e o comprometimento da oferta de outros serviços ecossistêmicos propiciados pelas florestas (Costa et al., 2007; Scanlon et al., 2007; Sampaio et al., 2007; Riquetti et al., 2023; Rodríguez e Redondo, 2023).

Investigações acerca da dinâmica do desmatamento na Amazônia ressaltam que áreas protegidas são importantes, mas não são suficientes para reter o desmatamento, sendo fundamental a conservação em terras privadas e em terras impróprias a agricultura, além da gestão consciente frente à demanda do mercado internacional das *commodities* e da carne bovina (Soares-Filho et al., 2006; Verburg et al., 2014; Santos Júnior et al., 2018; Soares-Filho et al., 2023; Sousa et al., 2023). No “arco do desmatamento”, região ao sul da Amazônia em que a taxa de desmatamento é uma das maiores do mundo, a pecuária e a proximidade às áreas urbanas e estradas são causas motoras de desmatamento (Michalski et al. 2008; Teixeira e Soares-Filho, 2009; Maeda et al., 2011; Santos Júnior et al., 2018).

A modelagem dinâmica da cobertura da terra foi utilizada em muitas dessas investigações, visto que possibilita compreender o comportamento do desmatamento de forma espacialmente explícita. Essa abordagem teórico-metodológica permite a simulação de diferentes cenários para subsidiar o planejamento territorial e tornar a governança mais eficiente (Van Soesbergen, 2016; Armenteras et al., 2019; Barbosa de Souza et al., 2023; Colman et al., 2024). Os cenários futuros, que são definidos

como hipóteses consistentes e realistas, fundamentam-se na história socioeconômica e nas tendências passadas e atuais para apontar prováveis estados futuros do espaço geográfico modelado (Peterson e Cumming, 2003; Gollnow et al., 2018; Barbosa de Souza et al., 2023).

O esforço em realizar a modelagem na escala local como, por exemplo, para a extensão de um município e suas dinâmicas intrínsecas, é importante para ressaltar as particularidades do desmatamento, auxiliando na priorização das ações de conservação em escala local (Verburg et al., 2006; Van Soesbergen, 2016; Gollnow et al., 2018). Diferentes abordagens podem revelar singulares processos, como a análise por distintas escalas espaço-temporais, isto é, não existe uma escala ideal de análise e, dependendo do recorte adotado, novas conjunturas podem ser reveladas e tornar o conhecimento sobre o fenômeno espacial ainda mais específico (Rosa et al., 2013). Além disso, ressalta-se que a natureza do desmatamento na floresta amazônica é complexa, pois envolve múltiplos fatores e depende do recorte espaço-temporal da análise (Feitosa et al., 2023).

Estudos mais aprofundados dos efeitos a longo prazo do desmatamento no bioma Amazônia, principalmente no “arco do desmatamento”, são necessários para compreender o fenômeno em detalhe, permitindo apontar nuances não consideradas em pesquisas de abrangência de pequena escala cartográfica (Maeda et al., 2011; Verburg et al., 2014; De Azeredo Morgado et al., 2023). Nessa região, os impactos da cadeia produtiva de grãos, incluindo o uso de agrotóxicos em áreas próximas às terras indígenas e aos assentamentos rurais, é considerado um problema potencial (Rorato et al., 2021; Lima et al., 2022; Damiani et al., 2023; De Azeredo Morgado et al., 2023).

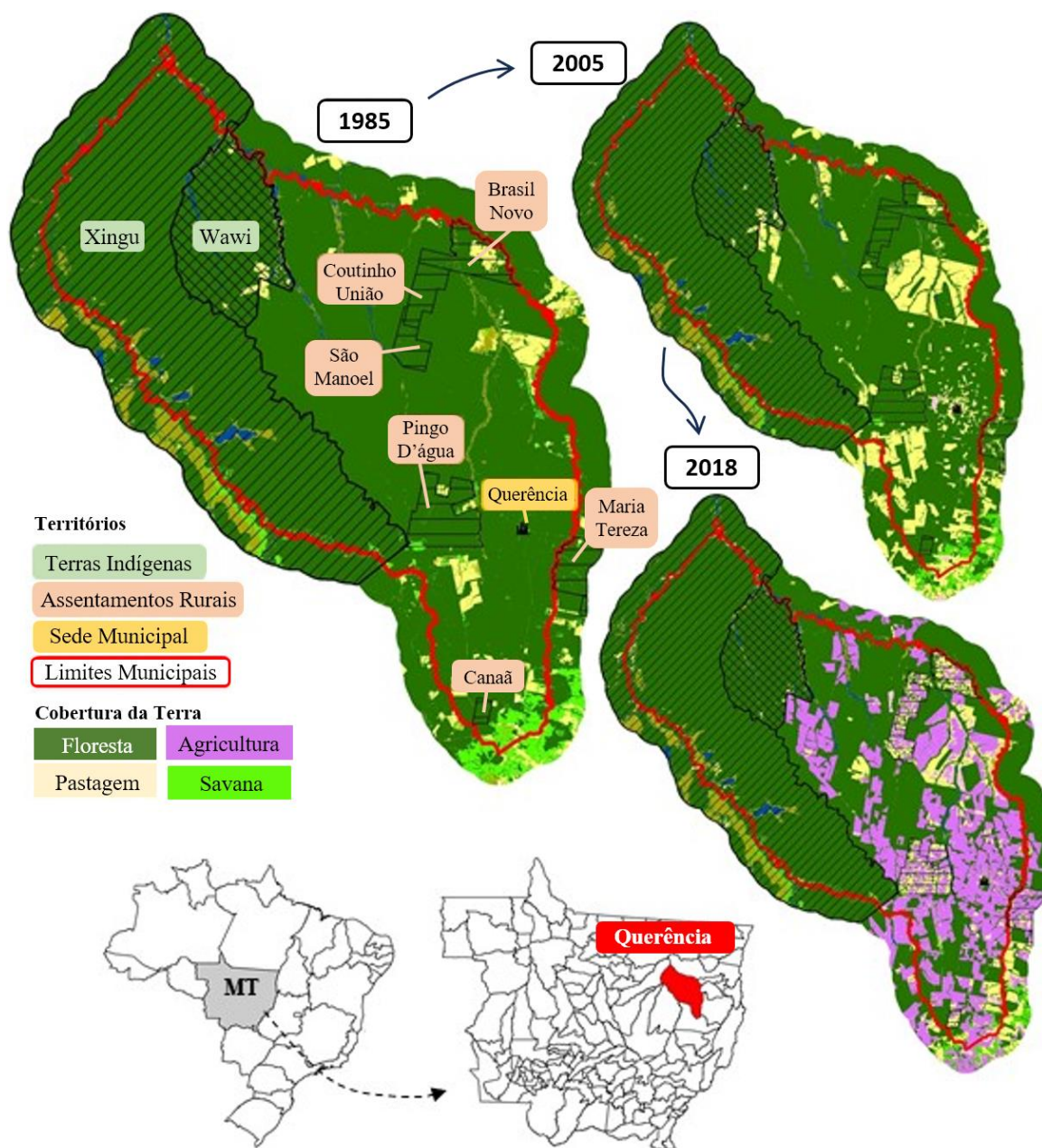
O município Querência, Mato Grosso, está localizado no “arco do desmatamento”, e possui uma multiplicidade de territórios dentro da sua extensão municipal, com distintos modos de vida, desde minifúndios às grandes propriedades, assentamentos rurais e terras indígenas, além de importantes projetos voltados para a contenção do desmatamento nas últimas décadas (IPAM, 2017). O contexto do referido município pode ajudar a entender o funcionamento do desmatamento em escala local, auxiliando nas tomadas de decisões futuras do desmatamento para uma eficiente governança territorial. Assim, foi objetivo dessa pesquisa analisar as principais causas espaciais de desmatamento no município de Querência-MT entre 1985 e 2018, e simular até 2030, de forma espacialmente explícita, cenários alternativos que contribuam para compreensão do fenômeno.

2. Material e Métodos

2.1. Contextualização histórica de Querência-MT

O município de Querência, localizado a norte do estado de Mato Grosso (Figura 1), na região do alto rio Xingu, foi ocupado por imigrantes que se deslocaram do sul do Brasil em 1986, porém Querência só foi reconhecido como município em dezembro de 1991, pela Lei Estadual 5.895 (IPAM, 2017), quando se desvinculou das comarcas de São Felix do Araguaia e Canarana. Querência-MT possui considerável diversidade de territórios, visto que 40,9% da sua área é formada por reservas indígenas, como as terras indígenas Parque Indígena do Xingu (32,5%) e Wawi (8,4%). O Parque Indígena do Xingu é anterior ao município, sido criado em 1961, e abriga aproximadamente 4.000 indígenas. A maior parte do município é de propriedades privadas (53,4%) e uma porção menor é de assentamentos rurais (5,6%; IPAM, 2017).

Figura 1. Localização do Município de Querência-MT, os principais territórios e a cobertura da terra, no período investigado (1985 a 2018).



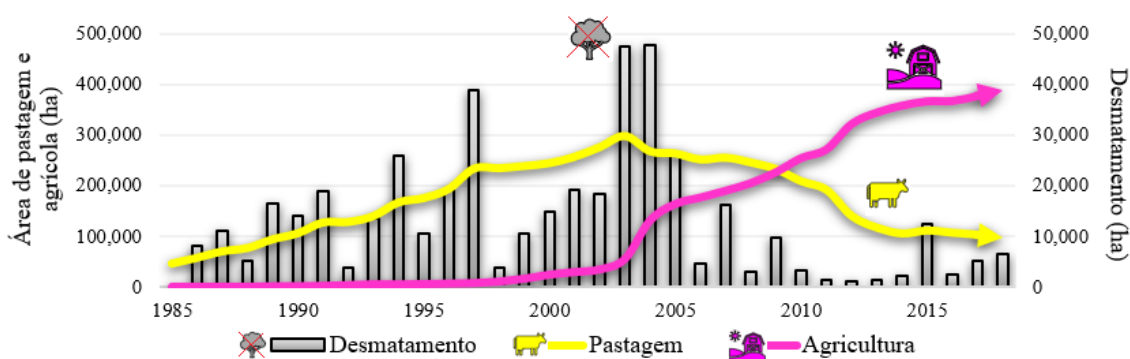
Fonte: Os autores, 2025. A partir dos dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2019), projeto MapBiomias (Souza Jr et al., 2020), do INCRA (2018) e do CAR (EMBRAPA, 2020).

No município de Querência, entre 1985 e 2003, houve principalmente a substituição das florestas por pastagem e, desde 2004 até os dias atuais, nota-se a implantação de cultivo de soja nas antigas áreas de pastagem (Figura 2). Em 2006 o número de cabeças de gado era de 152 mil, já em 2017 o número reduziu para 89 mil, enquanto a área destinada ao plantio era de 49 mil hectares,

movimentando R\$ 60 mil reais, e em 2018, a área plantada era de 462 mil ha e movimentou mais de R\$ 1 milhão de reais (SIDRA, 2010a; b).

Em 2009, devido ao projeto Querência+, estabeleceu-se um pacto entre diferentes grupos do município, tanto públicos, quanto privados, com intuito de diminuir o desmatamento e promover além o Cadastro Ambiental Rural (CAR), outras políticas ambientais (IPAM, 2017). Nos últimos anos, o desmatamento está mais associado aos assentamentos rurais do que aos grandes proprietários de terra, e os assentados alegam que não estão alcançando renda satisfatória (Feltran-Barbieri, 2017). O assentamento Brasil Novo é o menos desmatado, com aproximadamente 49% da sua área suprimida e, por outro lado, Canaã e São Manoel, já chegam a 80% de área desmatada (IPAM, 2017).

Figura 2. Evolução histórica (1985-2019) da área ocupada por pastagem, agricultura e desmatamento no município de Querência-MT.



Fonte: MapBiomias (Souza Jr et al., 2020).

2.1. Modelagem do desmatamento em Querência-MT

A partir do contexto histórico do desmatamento (Figura 1 e 2) de Querência, optou-se por utilizar o período de 1985 a 2005 para calibração do modelo, pois houve o pico do desmatamento antes do declínio considerável do evento, enquanto a pastagem e agricultura apresentou mudanças significativas na tendência histórica. Para a validação do modelo, utilizamos os dados do período de 2005 a 2018, o qual contemplou as novas tendências das transformações da cobertura da terra (ex. o desmatamento). Assim, o primeiro passo foi reunir mapas de cobertura da terra referente à coleção 5.0 do projeto MapBiomias (Souza Jr et al., 2020), sendo produtos com acurácia acima de 0.95, o que possibilitou uso na pesquisa. Reclassificamos os produtos em três classes: 1 – Vegetações Naturais (Florestal, Savana, Campestre); 2 – Áreas Desmatadas (Pastagem, Outras Áreas não Vegetadas, Soja e Outras Lavouras Temporárias); e 3 – Corpos d'água (Rio e Lagos). Foi utilizada uma zona de influência externa ao limite municipal de 10 km, visto que a dinâmica do desmatamento também pode ocorrer de fora para dentro da área de interesse.

O segundo passo foi avaliar a dinâmica temporal dos usos da terra a partir de matriz de transição das coberturas da terra reclassificadas. A matriz de transição é um sistema que funciona em tempos discretos, impulsionado pelas mudanças no estado de cada célula da matriz, e permite mensurar o quanto cada classe de uso da terra mudou de um período a outro, em taxas brutas ou líquidas (Soares-Filho et al., 2009). Calculamos a transição para os períodos de calibração (1986 para 2005) e validação (2005 para 2018) no software DINAMICA EGO (Soares-Filho et al., 2009).

O terceiro passo foi selecionar as variáveis explicativas (Tabela 1) baseadas no contexto histórico do desmatamento e a partir de investigações sobre desmatamento na região (Teixeira e Soares-Filho, 2009; Maeda et al., 2011). Todas as variáveis foram utilizadas de forma categórica, organizadas e delimitadas com uma máscara vetorial correspondente ao limite do município de Querência-MT. Para as variáveis contínuas (Altitude, Declividade e Distâncias), os intervalos dos valores (Tabela 1) foram ajustados e definidos a partir da significância estatística do método pesos de evidência, método explorado no próximo parágrafo.

Tabela 1. Variáveis explicativas utilizadas nos processos de modelagem do desmatamento em Querência-MT.

Variáveis Explicativas	Classes	Fonte de Dados
Fitofisionomias	Floresta Ombrófila; Formações Pioneiras; Floresta Estacionais; Ecótono; Savana.	IBGE (2019)
Tipos de Solos	Latossolos; Gleissolos; Plintossolo Argilúvico; Plintossolo Pétrico.	
Assentamentos Rurais	Presença; Ausência.	INCRA (2018)
Terras Indígenas	Xingu; Wawi; Ausência.	CSR-UFMG (2020)
Altitude	6 classes a cada 30 m (270 a 450 m).	
Declividade	Plano (0 - 3%); Suave Ondulado (3 - 8%); Ondulado (8 - 20%).	NASA (2013)
Distância aos núcleos populacionais	9 classes a cada 3 km (0 a 87 km).	IBGE (2019)
Distância às rodovias e estradas vicinais	16 classes a cada 500 m (0 a 63.5 km).	Soares-Filho et al. (2016)
Distância ao rio Xingu	13 classes a cada 5 km (0 a 120 km).	
Distância ao rio Suiá-Miçu	10 classes a cada 5 km (0 a 70 km).	ANA (2010)

Fonte: Os autores, 2025

O quarto passo foi mensurar a probabilidade de transição de cada variável, calculada pelo método de pesos de evidência – WoE (Bonham-Carter, 1994), que possibilita apontar as áreas mais prováveis ao processo de desmatamento considerando as classes das variáveis explicativas (Soares-Filho et al, 2009). Os valores de WoE positivos indicam que a transição é favorável na célula da matriz, e quanto

maior o valor, maior a probabilidade de transição. O inverso é válido para os valores negativos (Soares-Filho et al, 2009).

O quinto passo foi analisar a alta correlação espacial condicional entre as variáveis explicativas, pois é um pressuposto do método peso de evidências que os mapas não tenham alta correlação (Bonham-Carter, 1994). Estimamos a correlação espacial entre as variáveis explicativas pelos métodos de Incerteza da Informação Conjunta - U e Índice Cramer - V, como sugerido por Bonham-Carter (1994) e disponível no DINAMICA EGO (Soares-Filho et al., 2009). Ambos os parâmetros variam entre 0 e 1, sendo quanto mais próximo de 1, mais correlacionado. O limite inferior recomendado é de 0.5. Para saber mais sobre os parâmetros, consultar Bonham-Carter (1994). Por fim, nesta etapa, foi possível combinar as variáveis selecionadas, após análise de alta correlação espacial condicional, para gerar um modelo de probabilidade de transição, construído a partir de álgebra de mapas.

O sexto passo consistiu em simular o modelo de desmatamento para o ano de 2005, baseado na taxa de transição encontrada no período de calibração (1985 a 2005), que indicou a porcentagem de área que mudou de vegetações naturais para as áreas desmatadas. A transição ocorreu nas áreas mais prováveis indicadas pelo modelo de probabilidade, sendo importante ressaltar que o comportamento do desmatamento se deu pela lógica de autômatos celulares (Chopard e Droz, 1998) e, em alguns testes, orientada pela forma (isometria) e tamanho (média e variância) das manchas de desmatamento encontradas no período de calibração, propiciada pela ferramenta *patcher* do DINAMICA EGO (Soares-Filho et al., 2009).

O sétimo passo foi a validação do modelo simulado para 2005, a partir do modelo observado do mesmo ano do projeto MapBiomass (Souza Jr et al., 2020). O processo de validação consistiu na similaridade *fuzzy* elaborada por Hagen (2003), o qual verifica o padrão do desmatamento entre mapas observado e predito, pela compatibilidade entre os modelos em janelas de pixels, por decaimento exponencial, partindo de um pixel central até os pixels limítrofes estipulados pelas janelas (Soares-Filho et al., 2009). O valor esperado para validar o uso do modelo é acima de 0.5 nas primeiras janelas, como 3x3 a 7x7, visto a saturação que ocorre em um dado momento quando as janelas aumentam muito. Ainda assim, existem paisagens em que o processo de desmatamento pode ser aleatório, não reverberando os efeitos causados pelas variáveis explicativas, logo foi utilizado outro critério, a comparação com um modelo neutro (Gardner et al., 1987) sem causas espaciais e com mesma taxa de transição.

2.2. Proposição de cenários para 2030

A proposição de cenários para o desmatamento até o ano de 2030 seguiu a lógica das tendências históricas, como o modo de produção dominante (*commodities*), a característica dos territórios, e o cumprimento das leis vigentes para a conservação da natureza (Tabela 2).

Tabela 2: Informações sobre os cenários de desmatamentos propostos na pesquisa.

Cenários	Motivações (<i>Modificações no Modelo</i>)
Cenário tendencial (CT30)	- Segue a tendência histórica do desmatamento entre 2005 e 2018 em Querência-MT (<i>Manteve-se a taxa de transição do período entre 2005-2018</i>).
Cenário com aumento de 100% da taxa de desmatamento (CCATD30)	- A base da produção agrícola do município de Querência são os grãos, principalmente a soja, e o crescimento populacional até 2050 exigirá o aumento de 60% na produção de alimentos (PRB 2018; WWDR, 2018). Querência – MT possui uma rede estruturada da soja com o comércio internacional. Desse modo, neste cenário, a área de estudo dobrará a taxa de desmatamento para atender à necessidade global de alimentos. (<i>Dobrou-se a taxa de transição do período entre 2005-2018</i>).
Cenário sem influência das Terras Indígenas (CSITI30)	- Baseado na MP nº 910, de 2019, que se refere à regularização fundiária de ocupações no território nacional, a qual tem sido muito criticada e, por isso, foi retirada de veiculação devido ao estímulo a grilagem e a anistia de crimes ambientais. No entanto, a proposta ainda é veiculada, agora como a PL 2.633/20B. Baseado nesse contexto, propõe-se um cenário na qual as terras indígenas Wawí e Xingu não tenham mais poder de segurar o desmatamento em suas adjacências. (<i>Manteve-se a taxa de transição do período entre 2005-2018; Foi alterado o valor negativo WOE encontrado; Colocou-se valor igual à 0 na presença de terras indígenas, não influenciando mais na contenção do desmatamento</i>).
Cenário com proteção das áreas de Área de Preservação Permanente e Reserva Legal (CCPAPPRL30)	- É notório nos últimos anos os esforços para ações sustentáveis a nível da paisagem no município de Querência-MT (IPAM, 2017). Nesse sentido, baseado na boa governança e no respeito ao ordenamento territorial do governo federal, propõe-se o cenário em que políticas socioeconômicas na região são efetivamente empregadas e as áreas de APP e RL não sofram significativamente com o desmatamento. (<i>Manteve-se a taxa de transição do período entre 2005-2018 e foi adicionado vetores espaciais de APP e RL com peso de -1, afastando o desmatamento dessas áreas</i>).

Fonte: Os autores, 2025.

O cenário CCPAPPRL30 é fundamentado no Código Florestal (Lei 12.651, de maio de 2012) e no Cadastro Ambiental Rural – CAR (EMBRAPA Territorial, 2020), este último autodeclarado pelos próprios produtores rurais (Tabela 2). As informações referentes às Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reservas Legais (RL), além de outras informações do imóvel rural, foram retiradas no seguinte site <http://www.car.gov.br/publico/imoveis/index>, acesso em 15 de Set. 2020. Salienta-se que o município de Querência-MT possui mais de 90% das áreas cadastradas no CAR, o que viabiliza o uso dessas informações (IPAM, 2017), sendo utilizados todos os imóveis declarados até setembro de 2020,

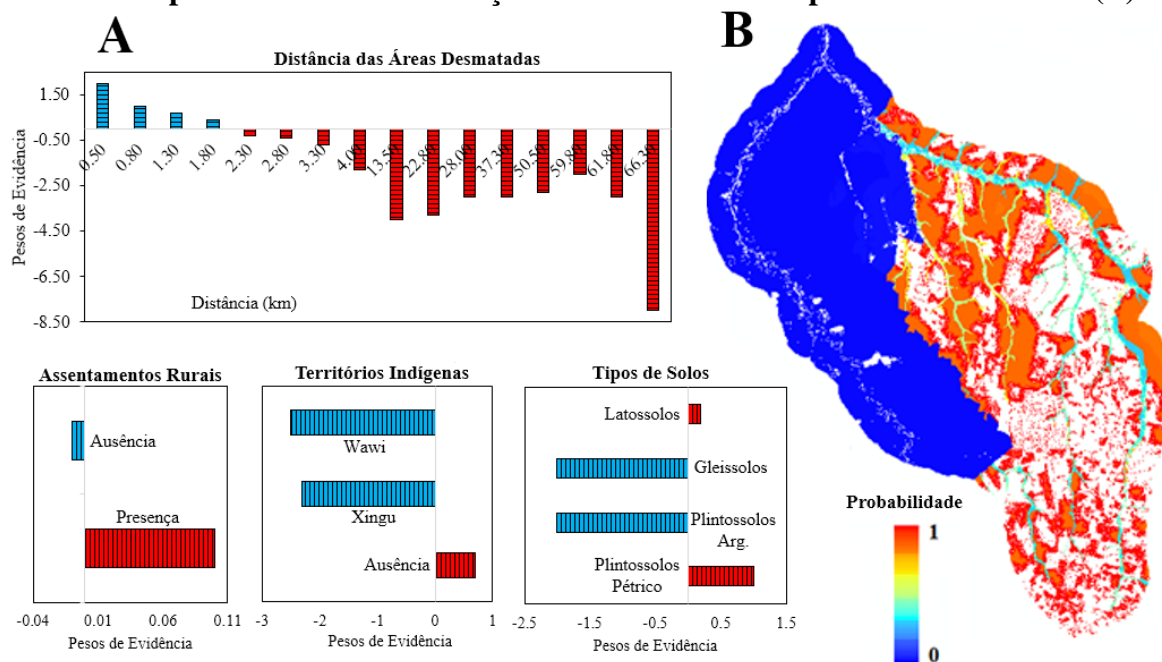
e devido a sobreposições, priorizou-se em sequência: as APP, as RL, os minifúndios, a pequena, a média e a grande propriedade e, por fim, áreas sem registro no CAR.

3. Resultados

Não obtivemos a acurácia esperada na primeira abordagem metodológica adotada para elaboração do modelo simulado do desmatamento, quando analisamos e retiramos as variáveis alto correlacionadas (0.34 de similaridade na janela de 7x7 e o modelo neutro 0.14). Por isso, realizamos combinações aleatórias e manual de diferentes variáveis (ex. *stepwise* e *forward*) até obtermos o modelo mais eficiente (0.57 de similaridade), o qual integrou as variáveis: distância às áreas desmatadas, tipos de solos, terras indígenas e assentamentos rurais. O modelo foi satisfatório, pois atingiu alto valor de similaridade (>0.5) e valor consideravelmente maior do que modelo neutro (0.14).

A presença de áreas com assentamentos rurais aumenta a probabilidade de desmatamento, enquanto a presença de terras indígenas diminui a chance da ocorrência do evento (Figura 3. A). Por outro lado, nota-se que os solos tipos latossolos e plintossolos pétricos estão associados ao desmatamento no período analisado (Figura 3. A). O modelo de probabilidade aponta onde estão localizadas as áreas de maior e menor chance de desmatamento de acordo com as variáveis selecionadas (Figura 3. B).

Figura 3. Pesos de Evidência para as quatro variáveis explicativas (A) e o modelo de probabilidade de transição da área desmatada para não desmatada (B).



Fonte: Os autores, 2022.

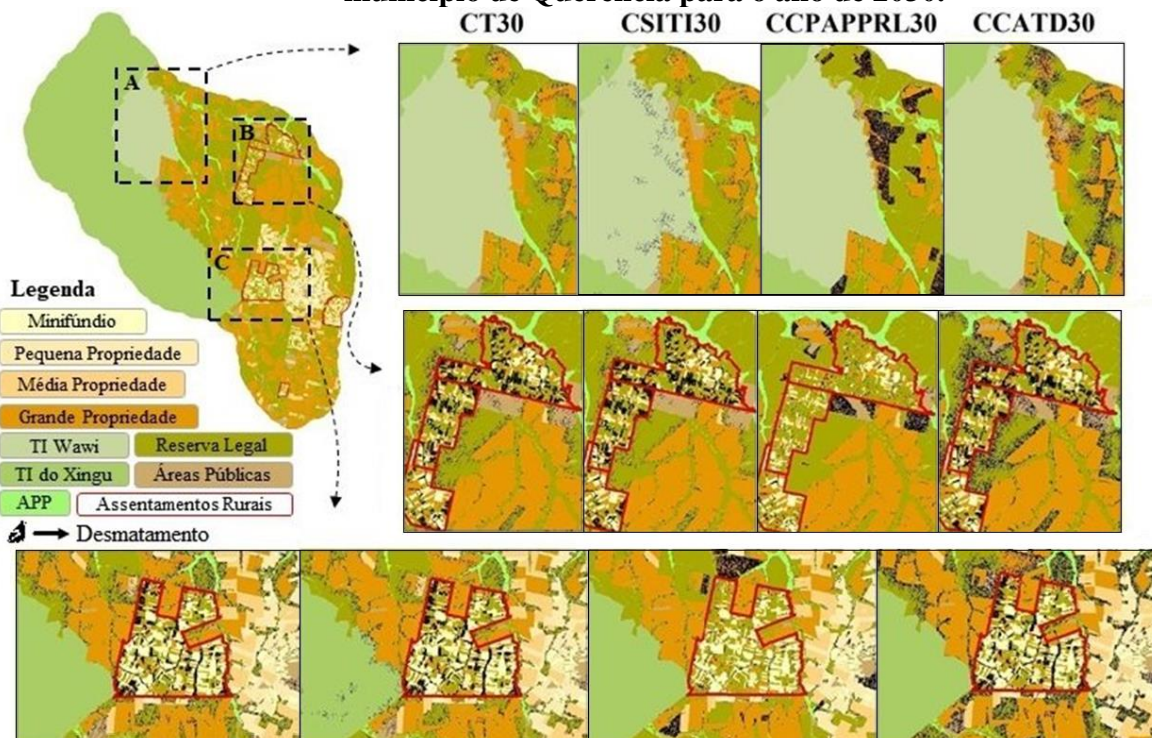
A transição calculada de vegetações naturais para áreas desmatadas de 1985 a 2005 foi 22% (4.984,95 km²), indicando alta taxa de desmatamento. Por outro lado, a transição entre 2005 e 2018 obteve um valor de 5% (1.232,63 km²), diminuindo consideravelmente o desmatamento neste período mais recente. Os testes para calibração dos *patchers* alcançaram melhores resultados (maior valor de similaridade) quando não houve inserção de média e variância, e isometria igual a 1.

Os cenários propostos para 2030 mostraram que se a tendência histórica de desmatamento se mantiver (CT30) e nenhuma política pública for alterada ou iniciada no município, os assentamentos rurais continuariam sendo muito afetados, perdendo cerca de 17.7% de vegetações naturais (Figura 4 e 5), assim como as áreas destinadas a conservação da natureza, como Reservas Legais (RL), Áreas de Preservação Permanente (APP) e sem registro de cadastramento (SR), que perderiam 22.6% no total.

Se até 2030 a taxa de desmatamento dobrar (CCATD30), todos os territórios sofrerão aumento do desmatamento da área atual (Figura 4 e 5) em menor proporção os minifúndios e os assentamentos rurais considerando a sua tendência histórica (Figura 4 e 5). Salienta-se que o desmatamento não aumentaria mais nos assentamentos rurais nesse cenário devido à falta de área a ser desmatada, pois sua extensão territorial impossibilitaria este aumento. No cenário em que os territórios indígenas perdem a força de contenção do desmatamento (CSITI30), haverá proliferação de desmatamento nas suas bordas, o que representou 2.8% das terras indígenas (Figura 4 e 5).

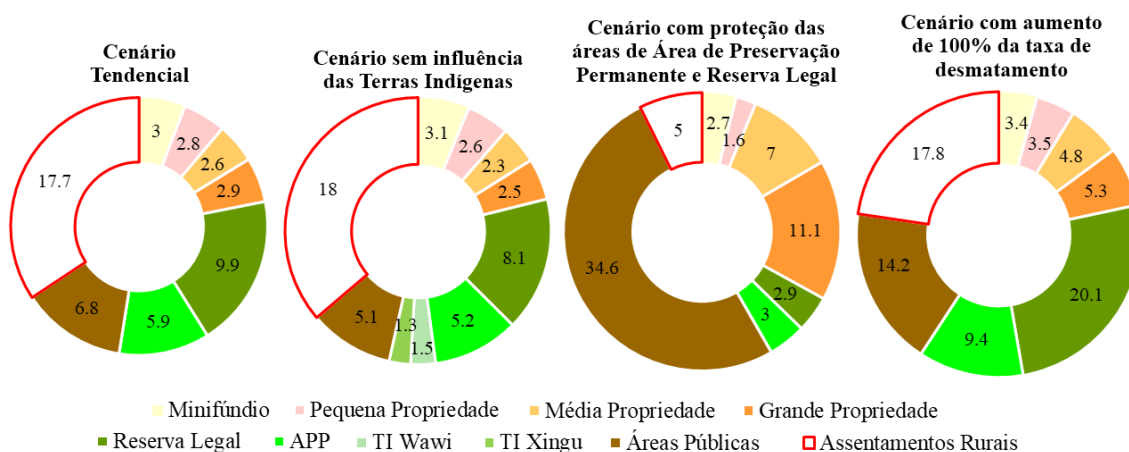
A efetiva proteção das áreas resguardadas por lei para conservação da natureza (CCAPPRL3), indicadas no Código Florestal, pode gerar desmatamento acentuado nas áreas sem registro de cadastramento (34,6% da área atual) e diminuir consideravelmente a perda de florestas em assentamentos rurais (somente 5% da área atual; Figura 4 e 5). Neste cenário, as áreas de grandes proprietários rurais também sofrerão maior perda comparado aos demais cenários (cerca de 11.1%) e, considerando que as terras sem registro são provavelmente propriedades rurais não declaradas no CAR, indica-se que o desmatamento nessas propriedades privadas pode ser ainda maior.

Figura 4. Representações das projeções de desmatamento em diferentes cenários para o município de Querência para o ano de 2030.



O destaque em: A, mostra para a Terra Indígena Wawi; em B, visa mostrar três assentamentos rurais; em C, mostra uma parte do Parque Indígena do Xingu, assentamento rural e as proximidades da área urbana do município. **Fonte:** Os autores, 2023.

Figura 5. Porcentagem da área desmatada até 2030 nos diferentes cenários em cada território



Fonte: Os autores, 2023.

4. Discussão

4.1. Variáveis espaciais associadas ao desmatamento no município de Querência-MT

Assim como em Querência – MT, a proximidade das áreas desmatadas e das estradas tem a mesma importância para a ocorrência do desmatamento em outros contextos e escalas no bioma Amazônia, tanto em investigações mais amplas para o referido bioma (Alves, 2002; Ximenes et al., 2008), quanto para investigação mais regional, como no alto rio Xingu, que compreende a área de estudo (Maeda et al., 2011).

A relação entre a expansão do uso agrícola da terra e os tipos de solos foram significativas na região do alto rio Xingu na investigação de Maeda et al. (2011), onde se encontra Querência. Apesar das sérias restrições para agricultura devido à dificuldade do enraizamento dos cultivos (EMBRAPA, 2013), acredita-se que os plintossolos pétricos foram importantes no desmatamento de Querência porque estão localizados em uma pequena área ao sul de Querência de savanas e ecótonos, que foram severamente desmatadas no último período em análise 2005-2018 (Figura 1). Por sua vez, apesar da maior aptidão agrícola, os latossolos tiveram menor peso do que os plintossolos, pois se encontram em toda a paisagem municipal, até mesmo em terras indígenas, onde houve incipiente desmatamento e baixa probabilidade de transição.

O histórico recente aponta que os assentamentos rurais são os territórios mais afetados pelo desmatamento no município de Querência (IPAM, 2017), sendo compreensível sua importância no presente modelo. No Brasil, de forma geral, ocorre dinâmica semelhante em outros assentamentos, uma vez que o estabelecimento desses territórios tem contribuído com o desmatamento imediato a partir do uso extensivo da terra (Farias et al., 2018). Em Santarém, no estado do Pará, município que se encontra no bioma Amazônia, apresentou desmatamento significativo das áreas de assentamentos rurais devido a múltiplos processos sociais e territoriais (Coelho et al., 2021), mesmo com produção advinda da agricultura familiar. Na região norte do estado do Mato Grosso há evidências recentes do espraio do plantio de *commodities* nos assentamentos rurais, como é o caso de Querência (IPAM, 2017; De Avila et al., 2019), tornando imprescindível a atenção dos gestores territoriais sobre este fato na presente área de estudo.

As terras indígenas foram importantes para proteção das florestas no modelo construído, sendo compreensível por ser uma etnia que o modo de vida é integrado ao ecossistema florestal (Schavelzon, 2021). Além disso, sabe-se que atualmente os territórios indígenas que são conectados, como ocorre no presente município, por fazerem parte do Corredor Xingu de Sociobiodiversidade, são menos

afetados e mantêm suas bordas mais protegidas que as demais terras indígenas isoladas (Dos Santos, 2018).

4.2. O desmatamento em Querência-MT para 2030

Os principais fatores que deflagram os conflitos em terras indígenas no Brasil são o neoextrativismo e o agronegócio, os quais somam aproximadamente 60% dos casos judiciais, além da omissão do poder público (Giacometti e Floriani, 2021). Apesar disso, a tendência de queda na taxa de desmatamento no município encontrada nos resultados para o período mais recente (5% entre 2005 e 2018), em comparação ao período anterior (22% entre 1985 a 2005), principalmente pelo cumprimento das políticas nacionais (p. ex. a “Moratória da Soja”) e pressões internacionais (Soares-Filho et al. 2016; IPAM, 2017; Harding et al., 2021), o que pode significar continuidade da baixa pressão do desmatamento sobre territórios indígenas nos próximos anos.

Simulações do desmatamento para a região do alto rio Xingu, onde está localizada Querência-MT, também estão em conformidade com os resultados apontados na presente pesquisa para a futura supressão das florestas em áreas de proteção pela Código Florestal (Teixeira e Soares-Filho, 2009). A reforma do Código Florestal enfraqueceu a legislação ambiental ao passar a permitir o uso da Reserva Legal das propriedades em 50% em vez de 80%, tornando o uso da terra mais permissivo (Castelo et al., 2015). Nessa perspectiva, os cenários propostos se tornam mais significativos e realistas ao apontar que essas áreas de conservação ambiental podem ser mais afetadas pelo desmatamento nos próximos anos. Ressalta-se que na Amazônia muitos proprietários de terra dizem ser incapazes de seguir integralmente o Código Florestal (BRASIL, 2011), o que corrobora com a necessidade de fortalecimento das políticas de conservação na presente década.

As áreas sem registros identificadas neste estudo dificilmente são terras sem proprietários rurais, sendo mais prováveis serem áreas que não foram declaradas no Cadastro Ambiental Rural – CAR. Essas áreas sem registro foram apontadas como altamente propensas ao desmatamento até 2030, principalmente no cenário em que as Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL) forem protegidas do desmatamento (Figura 4). Desse modo, torna-se necessário, não somente políticas voltadas ao cumprimento do Código Florestal, mas também que os órgãos gestores/fiscalizadores estejam cientes que o desmatamento pode se deslocar para estas áreas sem registro de CAR, sendo imprescindível finalizar o cadastramento destas áreas para auxiliar na fiscalização.

A aplicação da lei ambiental, baseada na eficiência das políticas de conservação, dependem das forças institucionais, e quando realizadas com consistência, pode reduzir a taxa de desmatamento (Verburg et al., 2014). O “Pacto de Querência”, política local caracterizada por um conjunto de regras

estabelecidas no município em 2009 para frear o desmatamento (INPA, 2017), é um exemplo prático da contenção do desmatamento no município de Querência – MT. Outra iniciativa, o “Projeto Querência +: Paisagens Sustentáveis”, promovidos pelo Instituto Socioambiental (ISA) e pelo Instituto de Pesquisa Ambiental do Amazonas (IPAM) em meados de 2015, é outro exemplo de desenvolvimento sustentável com os assentados rurais e proteção dos remanescentes florestais. Os compromissos de desmatamento zero pelos agricultores podem significar uma reversão drástica na taxa de desmatamento (Levy et al., 2023). Os nossos cenários reforçam a necessidade de cooperação dos grupos antagônicos do município na defesa das florestas através de políticas conservacionistas, no cumprimento das leis e do desenvolvimento local.

4.3. Limitações e Recomendações

Durante o desenvolvimento da pesquisa alguns pontos foram observados e que merecem reflexão. Por exemplo, no processo de modelagem, acreditamos que a combinação aleatória e manual realizada (stepwise e forward), para encontrar o modelo de desmatamento mais ajustado, pode ser resolvida a partir da criação e aplicação de um *functor* que realize este processo de seleção de modelos de forma automatizada no DINAMICA EGO. Assim, evitará nos próximos estudos a demora e a subjetividade das combinações do analista em virtude da automatização e da eficiência estatística.

O modelo proposto é abrangente e contempla diferentes territórios dentro do município de Querência-MT. Nesse sentido, o modelo pode ser replicável em contextos parecidos na região, porém, com ressalvas, visto que cada área de estudo reflete suas particularidades espaciais e históricas em relação ao desmatamento. Por exemplo, o município implantou em 2009 o "Pacto de Querência", uma política pública entre diferentes *stakeholders* com abrangência local contra o desmatamento, sendo assim, com efeito somente dentro do município analisado. Essa política impactou desde os pequenos até os grandes proprietários de terra, além dos assentamentos rurais. Por outro lado, os tipos de solos que foram importantes na presente modelagem, são mais confiáveis para reprodução em outras áreas de estudo, visto que é uma limitação ambiental da paisagem, sabidamente comum ao processo produtivo agrícola.

Além das importantes variáveis apontadas neste estudo (distância das áreas desmatadas; assentamentos rurais; territórios indígenas e tipos de solos), é importante entender as novas relações ambientais ocorridas após 2018, como políticas públicas e ambientais entre os diferentes *stakeholders*, tanto na escala local, quanto na escala regional. Outros fatores-chave que são comumente relacionadas ao desmatamento nesta região, mas que não foram importantes neste estudo, também são

recomendados em futuros estudos, tais como a abertura de estadas, o avanço da atividade agrícola e da pecuária.

Por fim, entende-se que o Cadastro Ambiental Rural é um instrumento fundamental sobre controle e a fiscalização do desmatamento, porém traz incertezas acerca da sua integridade e relação com a grilagem (Júnior et al., 2023). No entanto, é um instrumento que está evoluindo e sendo auditado continuamente pelos órgãos gestores para melhoria da sua efetividade, sendo útil à sua aplicação neste estudo e em outros (Yanai et al., 2022). Por isso, recomenda-se a utilização deste instrumento de ordenação territorial, contudo, em futuras pesquisas será importante explorar as informações disponibilizadas e checar sua integridade por diferentes meios.

5. Considerações Finais

A distância das áreas desmatadas, os tipos de solos e os assentamentos rurais foram os principais fatores condutores do desmatamento, enquanto a presença de terras indígenas foi o fator mais importante para proteção florestal no município de Querência-MT. O modelo espacialmente explícito do desmatamento simulado atingiu 0.57 de similaridade com o modelo observado, valor esse 0.43 acima do modelo neutro. Esse resultado torna o modelo adequado, porém em novas modelagens na área de estudo, recomendamos que sejam exploradas novas variáveis explicativas.

Se concretizados os pressupostos dos cenários propostos para 2030, os territórios indígenas no município de Querência-MT não sofrerão sérios riscos de desmatamento, devido a dinâmica histórica de enfrentamento ao desmatamento. Por outro lado, em todos os cenários projetados para 2030, mostram que as Áreas Preservação Ambiental e Reserva Legal serão afetadas pelo desmatamento. Da mesma forma, os assentamentos rurais são os territórios que mais preocupam na tendência atual, segundo nossas simulações para 2030. Assim, os resultados mostram a relevância do cumprimento do Código Florestal para manutenção das florestas remanescentes de Querência-MT nos próximos anos, a partir de políticas de contenção do desmatamento e envolvimento assentados e agricultores rurais de propriedades privadas.

As áreas sem registros, definidas na pesquisa como terras que não foram declaradas no Cadastro Ambiental Rural, e que, provavelmente, são propriedades rurais, podem estar à mercê de futuros desmatamentos de acordo. Essas áreas possuem contingente significativo de florestas, sendo imprescindível a atualização do referido cadastro para futuras fiscalizações e subsídios para execução de políticas ambientais.

Referências Bibliográficas

- Sousa, M. V., Melo, S. N., Souza, J. C., Silva, C. F., Feitosa, Y., & Matias, L. F. (2023). Importance of Protected Areas by Brazilian States to Reduce Deforestation in the Amazon. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, 12(5), p.190.
- Alves, D.S. (2002). Space-time dynamics of deforestation in Brazilian Amazonia. **International Journal of Remote Sensing**, 23(14), p.2903-2908.
- ANA - Agência Nacional de Águas. (2010) Hidrografia 1:1.000.000 (base digital georreferenciada). Brasília: ANA, 2010. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb.asp?TocItem=4100>>. Acesso em: 29/06/2023.
- Armenteras, D., Murcia, U., González, T.M., Barón, Ó. J.; & Arias, J. E. (2019). Scenarios of land use and land cover change for NW Amazonia: Impact on forest intactness. **Global Ecology and Conservation**, 17, e00567.
- Artaxo, P. (2023). Amazon deforestation implications in local/regional climate change. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 120(50), e2317456120.
- Bonham-Carter, G. (1994). Geographic information systems for geoscientists: modelling with GIS (No. 13). **Elsevier**.
- Brandão, D. O., Barata, L. E. S., & Nobre, C. A. (2022). The effects of environmental changes on plant species and forest dependent communities in the Amazon region. **Forests**, 13(3), p.466.
- BRASIL. (2011). Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. REDD no Brasil: um enfoque amazônico: fundamentos, critérios e estruturas institucionais para um regime nacional de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal – REDD. 153 p. Brasília, 2011.
- Castelo, T. B. (2015). Legislação florestal brasileira e políticas do governo de combate ao desmatamento na Amazônia Legal. **Ambiente & Sociedade**, 18(4), p.221-242.
- Chopard, B., & Droz, M. (1998). Cellular automata. Modelling of Physical. Ed. 1, Springer.
- Coelho, A., Aguiar, A., Toledo, P., Araújo, R., do Canto, O., Folhes, R., & Adami, M. (2021). Rural landscapes and agrarian spaces under soybean expansion dynamics: a case study of the Santarém region, Brazilian Amazonia. **Regional Environmental Change**, 21(4), p.100.
- Colman, C. B., Guerra, A., Almagro, A., de Oliveira Roque, F., Rosa, I. M., Fernandes, G. W., & Oliveira, P. T. S. (2024). Modeling the Brazilian Cerrado land use change highlights the need to account for private property sizes for biodiversity conservation. **Scientific Reports**, 14(1), p.4559.
- Costa, M. H., Yanagi, S. N., Souza, P. J., Ribeiro, A., & Rocha, E. J. (2007). Climate change in Amazonia caused by soybean cropland expansion, as compared to caused by pastureland expansion. **Geophysical Research Letters**, 34(7).

CSR - Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais. (2020). Áreas protegidas (base de dados espacial). Disponível em: < <https://maps.csr.ufmg.br/>>. Acesso em: 27 de setembro de 2024.

Damiani, S.; Montalvão, M. T. L.; de Alcântara Mendes, R.; da Costa, A. C. G.; & Passos, C. J. S. (2023). Water and sediment pesticide contamination on indigenous lands surrounded by oil palm plantations in the Brazilian Amazon. **Heliyon**, 9(10).

de Avila, S. R. S. A.; Ávila, M.; Bernardi, J. V. E.; & Júnior, A. F. C. (2019). Estudo exploratório sobre dinâmica do desmatamento em assentamentos localizados no território portal da Amazônia. **Retratos de Assentamentos**, 22(1), p.139-152.

De Azeredo Morgado, M. G.; Passos, C. J. S.; Garnier, J.; De Lima, L. A.; de Alcântara Mendes, R.; Samson-Brais, É.; & Lucotte, M. (2023). Large-scale agriculture and environmental pollution of ground and surface water and sediment by pesticides in the Brazilian Amazon: The case of the Santarém region. **Water, Air, & Soil Pollution**, 234(3), p.150.

Barbosa de Souza B., K.; Rosa dos Santos R.; A., Macedo Pezzopane, J. E.; Machado Dias, H. M.; Ferrari, J. L.; Machado de Oliveira Peluzio, T. M. O.; Toledo, J. V.; Freire Carvalho, R. d. C. F.; Rizzo Moreira, T.; França Araújo, E.; Gomes da Silva, R. G.; Pósse Senhorelo, A.; Azevedo Costa, G.; Duarte Nader Mardeni, V. D. N.; Horn Kunz, S.; & Cordeiro dos Santos, E. C. (2023). Modeling Dynamics in Land Use and Land Cover and Its Future Projection for the Amazon Biome. **Forests**, 14(7), p.1281.

Dos Santos Júnior, M.; Yanai, A. M.; Junior, F. S.; de Freitas, I. S.; Pinheiro, H. P.; de Oliveira, A. C. R.; ... & Fearnside, P. M. (2018). BR-319 como propulsora de desmatamento: Simulando o impacto da Rodovia Manaus-Porto Velho. Instituto de Desenvolvimento Sustentável da Amazônia (IDESAM), Manaus, AM, Brazil.

Dos Santos, A. M. (2018). Socioenvironmental impacts on indigenous lands in the south of the Brazilian Amazon. **Amazonia Investiga**, 7(12), p.106-122.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (2013). Embrapa Solos. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Sistema brasileiro de classificação de solos,. 3. ed. 353 p. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2013. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/solos/sibcs>>. Acesso em: 27 de setembro de 2024.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (2020). Agricultura e preservação ambiental: uma análise do cadastro ambiental rural. Campinas, 2020. Disponível em: <www.embrapa.br/car>. Acesso em: 27 de setembro de 2024.

Farias, M. H. C. S.; Beltrão, N. E. S.; Santos, C. A.; & Cordeiro, Y. E. M. (2018). Impacto dos assentamentos rurais no desmatamento da Amazônia. **Mercator (Fortaleza)**, 17, e17009.

Feitosa, T. B.; Fernandes, M. M.; Santos, C. A. G.; da Silva, R. M.; Garcia, J. R.; de Araujo Filho, R. N.; ... & da Cunha, E. R. (2023). Assessing economic and ecological impacts of carbon stock and land use changes in Brazil's Amazon Forest: A 2050 projection. **Sustainable Production and Consumption**, 41, p.64-74.

Feltran-Barbieri, R. (2017). A soja em Projetos de Assentamentos em Querência. Consultoria apresentada ao Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM) e Instituto Socioambiental (ISA). Disponível em: <https://ipam.org.br/wp-content/uploads/2017/07/Estudo_Soja_Assentamentos_final.pdf>. Acesso em: 27 de setembro de 2024.

Gardner, R. H.; Milne, B. T.; Turnei, M. G.; & O'Neill, R. V. (1987). Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. **Landscape ecology**, 1, p.19-28.

Giacometti, R. B.; & Floriani, D. (2021). Conflitos socioambientais e disputas sobre as terras indígenas. **Revista Videre**, 13(26), p.97-121.

Gollnow, F.; Göpel, J.; deBarros Viana Hissa, L. B. V.; Schaldach, R.; & Lakes, T. (2018). Scenarios of land-use change in a deforestation corridor in the Brazilian Amazon: combining two scales of analysis. **Regional Environmental Change**, 18, p.143-159.

Hagen, A. (2003). Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. **International Journal of Geographical Information Science**, 17(3), p.235-249.

Harding, T.; Herzberg, J.; & Kuralbayeva, K. (2021). Commodity prices and robust environmental regulation: Evidence from deforestation in Brazil. **Journal of Environmental Economics and Management**, 108, p.102452.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia E Estatística. (2019) Base cartográfica vetorial contínua do Brasil em escala 1:250.000, versão 2019. Brasília – DF. Disponível em: <https://geoftp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/bases_cartograficas_continuas/bc250/versao2019/>. Acesso em: 27 de setembro de 2024.

INCRA - Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. (2018) Assentamentos Rurais (base digital georreferenciada), 2018. Disponível em: <<http://acervofundiario.incra.gov.br/geodownload/geodados.php>>. Acesso em: 27 de setembro de 2024.

IPAM - Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia – IPAM. (2017). IPAM & Instituto Socioambiental – ISA, 2017. Diagnóstico do município de Querência. Disponível em: <<https://ipam.org.br/bibliotecas/diagnostico-socioambiental-de-querencia/>>. Acesso em: 27 de setembro de 2024.

Júnior, E. I. F.; Santos, R. P.; & de Aguiar, D. M. (2023). CADASTRO AMBIENTAL RURAL: A LEGITIMAÇÃO DA GRILAGEM EM TERRAS PÚBLICAS E AS ESTRATÉGIAS DE COMBATE. **Boletim de Conjuntura (BOCA)**, 16(46), pP.241-263.

Levy, S. A.; Cammelli, F.; Munger, J.; Gibbs, H. K.; & Garrett, R. D. (2023). Deforestation in the Brazilian Amazon could be halved by scaling up the implementation of zero-deforestation cattle commitments. **Global Environmental Change**, 80, p.102671.

Lima, F. A. N. D. S.; Corrêa, M. L. M.; & Gugelmin, S. A. (2022). Territórios indígenas e determinação socioambiental da saúde: discutindo exposições por agrotóxicos. **Saúde em Debate**, 46, p.28-44.

Maeda, E. E.; de Almeida, C. M.; de Carvalho Ximenes, A. C.; Formaggio, A. R.; Shimabukuro, Y. E.; & Pellikka, P. (2011). Dynamic modeling of forest conversion: Simulation of past and future scenarios of rural activities expansion in the fringes of the Xingu National Park, Brazilian Amazon. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, 13(3), p.435-446.

Michalski, F.; Peres, C. A.; & Lake, I. R. (2008). Deforestation dynamics in a fragmented region of southern Amazonia: evaluation and future scenarios. **Environmental Conservation**, 35(2), p.93-103.

NASA - National Aeronautics and Space Administration. (2013). Shuttle Radar Topography Mission Global 1 arc second DEM, Version 3. NASA LP DAAC, 2013. Disponível em: <<https://www.usgs.gov/centers/eros/science/usgs-eros-archive-digital-elevation-shuttle-radar-topography-mission-srtm-1>>. Acesso em: 27 de setembro de 2024.

Peterson, G. D.; Cumming, G. S.; & Carpenter, S. R. (2003). Scenario planning: a tool for conservation in an uncertain world. **Conservation biology**, 17(2), p.358-366.

PRB - Population Reference Bureau. (2018). World Population Data Sheet. Disponível em: <https://www.prb.org/wp-content/uploads/2018/08/2018_WPDS.pdf>. Acesso em: 27 de setembro de 2024.

Riquetti, N. B.; Beskow, S.; Guo, L.; & Mello, C. R. (2023). Soil erosion assessment in the Amazon basin in the last 60 years of deforestation. **Environmental Research**, 236, p.116846.

Rodríguez, E. M. C.; & Redondo, J. M. (2023). Prospective analysis of deforestation determinants in the Amazonian landscapes. **World Development Sustainability**, 3, p.100076.

Rorato, A. C.; Picoli, M. C.; Verstegen, J. A.; Camara, G.; Silva Bezerra, F. G.; & Escada, M. I. S. (2021). Environmental threats over Amazonian indigenous lands. **Land**, 10(3), p.267.

Rosa, I. M.; Purves, D.; Souza Jr, C.; & Ewers, R. M. (2013). Predictive modelling of contagious deforestation in the Brazilian Amazon. **PloS one**, 8(10), e77231.

Sampaio, G.; Nobre, C.; Costa, M. H.; Satyamurty, P.; Soares-Filho, B. S.; & Cardoso, M. (2007). Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. **Geophysical Research Letters**, 34(17).

Scanlon, B. R. ; Jolly, I. ; Sophocleous, M.; & Zhang, L. (2007). Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: Quantity versus quality. **Water Resources Research**, 43(3).

Schavelzon, S. (2021). Guardiões da Floresta: autonomía indígena y conflicto territorial en la Amazonia. **Tellus**, p.125-147.

SIDRA - Sistema do IBGE de Recuperação Automática. 2010a. Banco de Tabelas Estatísticas. Rio de Janeiro, Disponível em: < <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>>. Acesso em: 29/06/2023.

SIDRA - Sistema do IBGE de Recuperação Automática. 2010b. Banco de Tabelas Estatísticas. Rio de Janeiro. Disponível em: < <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ppm/tabelas>>. Acesso em: 21/09/2024. Acesso em: 27 de setembro de 2024.

Soares-Filho, B. S.; Nepstad, D. C.; Curran, L. M.; Cerqueira, G. C.; Garcia, R. A.; Ramos, C. A.; ... & Schlesinger, P. (2006). Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, 440(7083), p.520-523.

Soares-Filho, B. S.; Oliveira, U.; Ferreira, M. N.; Marques, F. F. C.; de Oliveira, A. R.; Silva, F. R.; & Börner, J. (2023). Contribution of the Amazon protected areas program to forest conservation. **Biological Conservation**, 279, p.109928.

Soares-Filho, B. S.; Rodrigues, H. O.; Costa, W. L. (2009). Modeling environmental dynamics with Dinamica EGO - Guidebook. Centro de Sensoriamento Remoto. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, Minas Gerais. Disponível em: <<https://www.csr.ufmg.br/dinamica/dokuwiki/doku.php?id=tutorial:start>>. Acesso em: 27 de setembro de 2024.

Soares-Filho, B.; Rajão, R.; Merry, F.; Rodrigues, H.; Davis, J.; Lima, L.; ... & Santiago, L. (2016). Brazil's market for trading forest certificates. **Plos One**, 11(4), e0152311.

Sousa, M. Marcos V. L.; Melo, S. I. N.; Souza, Juciana, C. B. S.; Silva, Carlos, F. A. S.; Feitosa, Y. Uri; Matias, L. Indon F. (2023). Importance of Protected Areas by Brazilian States to Reduce Deforestation in the Amazon. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, 12(no. 5) (2023): 190. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2220-9964/12/5/190>>. Acesso em: 27 de setembro de 2024. P.190.

Souza Jr, C. M., Z.; Shimbo, J.; Rosa, M. R.; Parente, L. L., A.; Alencar, A.; Rudorff, B. F.; ... & Azevedo, T. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, 12(17), p.2735.

Teixeira, G. G.; & Soares-Filho, B. S. (2009). Simulação da tendência do desmatamento nas Cabeceiras do Rio Xingu, Mato Grosso–Brasil. **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, p.5483-5490. Natal, Brasil., p.5483-5490.

Van Soesbergen, A. (2016). A review of land use change models. Cambridge, UK: UNEP World Conservation Monitoring Centre.

Verburg, P. H.; Kok, K.; Pontius Jr, R. G.; & Veldkamp, A. (2006). Modeling land-use and land-cover change. In **Land-use and land-cover change: local processes and global impacts** (pp. 117-135). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. Berlin.

Verburg, R.; Rodrigues Filho, S.; Lindoso, D.; Debortoli, N.; Litre, G.; & Bursztyn, M. (2014). The impact of commodity price and conservation policy scenarios on deforestation and agricultural land use in a frontier area within the Amazon. **Land Use Policy**, 37, p.14-26.

WWDR - **World Water Development Report**. (2018). Nature-based solutions for water. The United Nations. UNESCO, Paris. Disponível em: <<https://www.unwater.org/publications/world-water-development-report-2018>>. Acesso em: 27 de setembro de 2024.

Ximenes, A. D. C.; De Almeida, C. M.; Amaral, S.; Sobral Escada, M. I.; & Dutra De Aguiar, A. P. (2008). Dynamic deforestation modeling in the Amazon. **Boletim de Ciências Geodésicas**, 14(3), p.370-391.

Yanai, A. M.; de Alencastro Graça, P. M. L.; Ziccardi, L. G.; Escada, M. I. S.; & Fearnside, P. M. (2022). Brazil's Amazonian deforestation: the role of landholdings in undesignated public lands. **Regional Environmental Change**, 22(1), p.30.