

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS DA NATUREZA
CAMPUS LAGOA DO SINO

Larissa Santana Lima

**CENÁRIO PREDITIVO PARA OCORRÊNCIA DE SUPRESSÃO NA BACIA DO
ALTO PARANAPANEMA PARA O ANO DE 2030 A PARTIR DA
CARACTERIZAÇÃO DE VARIÁVEIS BIOFÍSICAS E ANTRÓPICAS.**

BURI - SP 2025

LARISSA SANTANA LIMA

**CENÁRIO PREDITIVO PARA OCORRÊNCIA DE SUPRESSÃO NA BACIA DO
ALTO PARANAPANEMA PARA O ANO DE 2030 A PARTIR DA
CARACTERIZAÇÃO DE VARIÁVEIS BIOFÍSICAS E ANTRÓPICAS.**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Centro de Ciências da
Natureza da Universidade Federal de São
Carlos, para obtenção do título de
Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Paulo Guilherme Molin

Buri-SP

2025

RESUMO

O desenvolvimento brasileiro foi pautado na exploração e destruição da vegetação nativa, potencializando-se a partir da década de 70 com a expansão urbana, agrícola e industrial. A supressão da vegetação nativa, principalmente nas florestas tropicais, implica em mudanças no ciclo hídrico, maior emissão de carbono, perda de biodiversidade, agravamento de mudanças climáticas, entre outros. A Mata Atlântica, por estender-se pela maior parte da costa brasileira, sofreu significativa degradação, restando apenas 12% de sua cobertura original. O Cerrado foi explorado mais tarde, entretanto, enfrentou intensa deterioração, possuindo poucas áreas protegidas. Ambos os biomas são considerados *hotspots* de biodiversidade mundial, devido à riqueza de sua biodiversidade estar sob forte ameaça. A supressão resultou na drástica fragmentação e redução da biodiversidade, sendo notável na Bacia do Alto Paranapanema, onde a Mata Atlântica se encontra com o Cerrado. A supressão pode ocorrer por diferentes causas, como queimadas, cortes rasos e comerciais ou causas naturais, incluindo práticas autorizadas por licenciamento ambiental e leis. Com isso, o objetivo do estudo foi modelar um mapa simulado para supressão para o ano de 2030 na Bacia do Alto Paranapanema. A transição para o Mosaico de Usos é a que apresentou maior porcentagem de transição simulada para entre o ano de 2020 a 2030, com uma transição de 1,59%, seguido da conversão para agropecuária de 1,08%, enquanto a transição para áreas não vegetadas, a qual envolve áreas urbanas, apresentou uma transição simulada de 0,02% para o mesmo período. Estes resultados associados a variáveis utilizadas indicam que a tendência de expansão segue para estas atividades se mantém, especialmente associadas a recursos, acessibilidade e infraestrutura.

Palavras-chaves: Supressão Vegetal, Cenários Preditivos, Dinâmica Ego, Modelagem Ambiental, Uso e Cobertura da Terra

ABSTRACT

Brazilian development was based on the exploitation and destruction of native vegetation, which increased from the 1970s onwards with urban, agricultural and industrial expansion. The suppression of native vegetation, especially in tropical forests, implies changes in the water cycle, increased carbon emissions, loss of biodiversity, and worsening of climate change, among others. The Atlantic Forest, which extends along most of the Brazilian coast, has suffered significant degradation, with only 12% of its original cover remaining. The Cerrado was exploited later, but has faced intense deterioration and has few protected areas. Both biomes are considered global biodiversity hotspots, due to the wealth of their biodiversity being under serious threat. The suppression has resulted in the drastic fragmentation and reduction of biodiversity, which is notable in the Upper Paranapanema Basin, where the Atlantic Forest meets the Cerrado. Suppression can occur for different reasons, such as burning, clear-cutting and commercial logging, or natural causes, including practices authorized by environmental licensing and laws. Therefore, the objective of the study was to model a simulated map for suppression for the year 2030 in the Upper Paranapanema Basin. The transition to the Mosaic of Uses presented the highest percentage of simulated transition between the years 2020 and 2030, with a transition of 1.59%, followed by the conversion to agriculture of 1.08%, while the transition to non-vegetated areas, which involves urban areas, presented a simulated transition of 0.02% for the same period. These results associated with the variables used indicate that the expansion trend for these activities continues, especially associated with resources, accessibility and infrastructure.

Keyword: Vegetation Suppression, Predictive Scenarios, Dinamica Ego, Environmental Modeling, Land Use and Cover.

Sumário

1.	INTRODUÇÃO.....	11
2.	FUNDAÇÃO TEÓRICA	14
2.1.	BIOMAS: MATA ATLÂNTICA E CERRADO.....	14
2.2.	LEGISLAÇÃO AMBIENTAL.....	15
2.3.	SENSORIAMENTO REMOTO	16
3.	MATERIAIS E MÉTODOS	16
3.1.	ÁREA DE ESTUDO.....	16
3.2.	SOFTWARES.....	18
3.3.	METODOLOGIA	18
3.3.1.	Aquisição e tratamento dos dados	18
3.3.2.	Modelo de Simulação de Mudança de Uso e Cobertura da Terra.....	23
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
4.1.	VALIDAÇÃO.....	28
4.2.	INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS NA OCORRÊNCIA DE SUPRESSÕES	29
4.3.	CENÁRIO PARA 2030	48
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	50
6.	Referências	51
	ANEXOS.....	57

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Influência da distância de agropecuária para transição de vegetação nativa para agropecuária	29
Gráfico 2 - Influência da distância de agropecuária para transição de vegetação nativa para Mosaico de Usos	30
Gráfico 3 - Influência da distância de agropecuária para transição de vegetação nativa para áreas urbanas e não vegetadas	30
Gráfico 4 - Influência da distância de Mosaico de Usos para transição de Vegetação Nativa para Agropecuária	31
Gráfico 5 - Influência da distância de Mosaico de Usos para transição de Vegetação Nativa para Mosaico de Usos	31
Gráfico 6 - Influência da distância de Mosaico de Usos para transição de Vegetação Nativa para Áreas Urbanas e Não Vegetadas	32
Gráfico 7 - Influência da distância de Áreas Urbanas e não vegetadas para transição de Vegetação Nativa para agropecuária	32
Gráfico 8 - Influência da distância de Áreas Urbanas e não vegetadas para transição de Vegetação Nativa para Mosaico de Usos	33
Gráfico 9 - Influência da distância de Áreas Urbanas e não vegetadas para transição de Vegetação Nativa para Áreas Urbanas e não vegetadas	33
Gráfico 10 - Influência da distância de estradas e rodovias para transição de Vegetação Nativa para Agropecuária	34
Gráfico 11 - Influência da distância de estradas e rodovias para transição de Vegetação Nativa para Mosaico de Usos	34
Gráfico 12 - Influência da distância de estradas e rodovias para transição de Vegetação Nativa para Área Urbana e Não Vegetada	35
Gráfico 13 - Influência das Classes de Pedologia para transição de Vegetação Nativa para Agropecuária	36
Gráfico 14 - Influência das Classes de Pedologia para transição de Vegetação Nativa para Mosaico de Usos	36
Gráfico 15 - Influência das Classes de Pedologia para transição de Vegetação Nativa para Áreas Urbanas e Não Vegetadas	37

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Bacia hidrografia do Alo Paranapanema	17
Figura 2 - Mapa de distância de estradas	20
Figura 3 - Mapa de distância de hidrografia	21
Figura 4 - Mapa de distância de Unidades de Conservação	21
Figura 5- Mapa de fitofisionomia do Alto Paranapanema	22
Figura 6 - Mapa de Classes de pedologia do Alto Paranapanema	22
Figura 7- Mapa de declividade do Alto Paranapanema	23
Figura 8- Mapa de Tamanho das propriedades	23
Figura 9- Fluxograma da metodologia	28
Figura 10 - Mapa Simulado de Classes de Uso da Terra para 2030	49
Figura 11 - Mapa Simulado de Classes de Uso da Terra para 2020	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Reclassificação das Classes do Mapbiomas	18
Tabela 2 – Variáveis biofísicas e antrópicas.	19
Tabela 3 - Desempenho do modelo por meio da Comparação entre a Similaridade Recíproca	28
Tabela 4 - Porcentagem de transição de supressão para outra classe ocorrida de 2010 a 2020	49
Tabela 5 - Porcentagem de transição de supressão para outra classe simulada de 2010 para 2030.	50

1. INTRODUÇÃO

No cenário mundial, o Brasil destaca-se por deter uma vegetação nativa extremamente rica e biodiversa, sendo um dos países mais abundantes em biodiversidade (Mittermeier *et al.*, 2005). Sua importância decorre de, além de abrigar demasiada quantidade de vida biológica de animais, vegetais e de microrganismos, também atua no equilíbrio ambiental e na qualidade de vida não somente a nível regional ou nacional, mas também a nível global (Mendoza *et al.*, 2023; Barreira *et al.*, 2002). Dentro do território brasileiro há a presença de seis biomas, sendo eles: Amazônia, Pantanal, Pampa, Caatinga, Mata Atlântica e Cerrado (EMBRAPA, *s.d.*), com os dois últimos considerados *Hotspot* mundiais de biodiversidade, ou seja, áreas prioritárias para conservação por serem altamente endêmicas, com vasta concentração de espécies e estarem fortemente reduzidas e ameaçadas (Myers *et al.*, 2000; Pinto *et al.*, *s.d.*).

Dada a imensa riqueza natural brasileira, esta vem sendo severamente degradada por ações antrópicas há mais de 500 anos, sendo a Mata Atlântica o primeiro bioma a ser rigorosamente afetado em consequência de sua localização (Ribeiro *et al.*, 2009; INPE, 2002). Ainda nos primeiros anos da colonização europeia, que se concentrou na área da costa brasileira, este conjunto de ecossistemas foi explorado para extração do pau-brasil e outras matérias-primas, posteriormente foi degradado também no ciclo do ouro, da cana-de-açúcar e mais tarde no ciclo do algodão e do café. Já, nos ciclos econômicos mais recentes, sofreu drástica redução e fragmentação, especialmente a partir da década de 70, resultante da alta interferência causada pela industrialização, agropecuária e pela formação de grandes centros urbanos, estes que se encontram de forma majoritária em locais originalmente de Mata Atlântica, com cerca de 70% da população nacional residindo na área (Arrae, *et al.*, 2012; INPE, 2002; EMBRAPA, *s.d.*; IBF, 2020). Com isso, a Mata Atlântica apresenta apenas 12% da sua extensão primária e cerca de 80% dos seus fragmentos possuem áreas inferiores a 50 hectares. Deste modo, dado seu endemismo e importância ecossistêmica, possui alta prioridade de recuperação e conservação (Myers *et al.*, 2000; Ribeiro *et al.*, 2009; IBF, 2020).

Já o Cerrado, até meados de 1950, sofreu pouco com processos de supressão, entretanto, a partir da década de 60, com a criação do Distrito Federal e transferência da capital brasileira do Rio de Janeiro para Brasília, as atividades degradativas intensificaram-se na região com abertura de rodovias, expansão da pecuária e da fronteira agrícola, resultando em mais de 50% de sua área convertida em áreas destinadas a atividades antrópicas como pastos, florestas plantadas e terras para cultivos, excepcionalmente para o cultivo de soja decorrente do seu clima

adequado à cultura (IBGE, 2023; Myers *et al.*, 2000; Duarte & Leite, 2020). Na região, além da agropecuária, a deterioração também foi movida pelas altas demandas de carvão vegetal, pequenas indústrias e de madeira para construção civil (Barreira *et al.*, 2002). Com as modificações ocorridas no bioma, diversas espécies foram extintas e estima-se que aproximadamente 20% das espécies nativas e endêmicas do local continuam sofrendo forte ameaça de extinção. Para mais, vale salientar que o Cerrado, diferente de outros biomas, possui apenas 8,2% de suas áreas protegidas, sendo muitas destas isoladas e bastante pequenas, como é o caso da maior parte das áreas de Cerrado protegidas no interior do estado de São Paulo (ICMBio, 2021; Antunes, *et al.*, 2016), onde, segundo Rocha *et al.* (2012), restam apenas 0,013% de vegetação remanescente.

Historicamente, a região do sudoeste paulista, a qual possui fitofisionomias dos biomas da Mata Atlântica e do Cerrado além de fronteira entre os mesmos gerando zonas de transição (IBGE; CREN, 2004), foi suprimida mais tardiamente. Com o ciclo do café, o Estado de São Paulo ganhou destaque na economia do país, fazendo com que diversas cidades surgissem, porém próximas da atual megalópole (Governo do Estado de São Paulo, *s.d.*; Antunes & Borsatto, 2018). A região sudoeste, local cuja Bacia do Alto Paranapanema está localizada, não foi incluída por ser considerada terra fria, imprópria para o cultivo de café, com isso, durante este período, possuía uma agricultura pouco significativa. No entanto, com o passar das décadas, a população e economia da região foram crescendo, ainda de maneira lenta, baseando sua economia, precipuamente, em atividades rurais com ênfase na silvicultura de eucaliptos e pinus, na pecuária e no cultivo de soja, porém também há algumas indústrias nesta localidade. Logo, decorrente das interações humanas com o ecossistema regional, ocorreram processos de supressão do Cerrado e Mata Atlântica da região (Antunes & Borsatto, 2018).

A diminuição da cobertura vegetal de uma Bacia Hidrográfica interfere diretamente na disponibilidade e qualidade hídrica, comprometendo o ciclo hídrico da região (Oliveira & Pirajá, 2022; Braz, *et al.*, 2015). Logo, deve ser de grande interesse para o Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (CBH-ALPA) buscar a conservação, preservação e regeneração das vegetações nativas locais, uma vez que a água é um recurso indispensável para a irrigação da agricultura, principal atividade econômica local, geração de energia e para a manutenção da vida de modo geral (Comitê da Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré, 2023). Para isso, compreender e identificar áreas vulneráveis à supressão da região é essencial para evitar que a própria aconteça.

A supressão da vegetação pode ser consequência de diversas causas como queimadas, corte de árvores com finalidades comerciais, cortes rasos com o propósito de destinar as áreas

à agropecuária, abertura para rodovias ou causas naturais (Arraes, *et al.*, 2012). Apesar de legislações que buscam a proteção e o manejo sustentável destes biomas, é perceptível que a supressão da vegetação natural do Cerrado e da Mata Atlântica ainda ocorre de maneira ilegal, tendo fortes impactos em seus serviços ecossistêmicos. Esta degradação é resultado de diversas causas ao longo da história, impulsionadas especialmente pelos diferentes ciclos econômicos vivenciados, causando a extrema redução e fragmentação que observamos nas épocas mais recentes (Arraes, *et al.*, 2012; Antunes, *et al.*, 2016; INPE, 2002). Alguns estudos evidenciam que fatores biofísicos e antrópicos podem ser indicativos de áreas com maior vulnerabilidade a sofrer algum tipo de supressão.

Um estudo realizado por Arraes, *et al.* (2012), analisou as causas da supressão no Brasil com enfoque na Amazônia Legal e seu ordenamento no cenário mundial. Nesta pesquisa, foi analisada a relação entre fatores socioeconômicos com a supressão através da correlação da supressão acumulada entre os anos de 1988 a 2002, com o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) médio de cada local, em 749 municípios da Amazônia legal. O estudo corroborou que áreas com maiores IDH médios na área de Amazônia legal, indicam uma probabilidade mais baixa de altas taxas de supressão.

Já o estudo realizado por Clementino, Ferreira e Lobo (2008) analisou o risco de supressão e potencial de regeneração da vegetação nativa para o Estado de Goiás. Este estudo utilizou-se de fatores considerados relevantes para definir áreas do Cerrado Goiano que apresentam considerado risco a sofrerem supressão. Alguns aspectos importantes a serem analisados, segundo os autores, são: proximidades de rodovias, uma vez que favorece o acesso aos remanescentes florestais; distância de corpos d'água, decorrente de legislações que preveem Áreas de Preservação Permanente (APPs); regiões de pouca declividade, viabilizando a utilização de maquinário agrícola e; remanescentes em áreas de elevado IDH.

Outro estudo realizado por Silveira e Silva (2010), utilizou fatores climáticos e geomorfológicos de declividade para analisar a dinâmica de regeneração, degeneração e supressão da vegetação da bacia do Rio Paquequer, região do Estado do Rio de Janeiro que apresenta fitofisionomia de Mata Atlântica, através de dados de cobertura vegetal de 1976 a 1996. O estudo mostrou que áreas com menores declives apresentam um risco maior a sofrer com processos de supressão, decorrente deste caráter possibilitar o avanço de uso antrópico em regiões mais favoráveis. Ainda, o estudo conduzido por Molin *et al.* (2017), propôs analisar determinantes espaciais que influenciam a perda e recuperação da Mata Atlântica na região da Bacia do Rio Piracicaba. O estudo apresentou declividade e proximidade de rodovias como fatores a serem considerados quanto ao contexto de perda de cobertura vegetal. Além disso,

vale ressaltar que ambos os estudos se utilizaram de ferramentas de sensoriamento remoto e Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para a realização do estudo.

Compreender quais cenários futuros para a supressão, a partir de vetores biofísicos e antrópicos, possibilita projeções para cenários futuros identificando áreas com maiores riscos a pressão antrópica. Isto trata-se de uma ferramenta útil para direcionar a criação de políticas públicas à áreas mais sensíveis e que demandem maior priorização. Segundo Arraes, Mariano e Simonassi (2012), políticas públicas que tenham alguma falha governamental são os principais impulsionadores da supressão, por isso políticas públicas eficientes e sustentáveis, como criação de Unidades de Conservação e outras iniciativas que impulsionem o desenvolvimento econômico sustentável são de extrema relevância para conservação e preservação dos remanescentes florestais.

Com isto, propõe-se modelar a supressão na Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema para o ano de 2030. Para isso, a supressão ocorrida na região para os anos de 2010 a 2020 foi caracterizada, identificando a influência de alguns vetores biofísicos e antrópicos para a ocorrência da supressão, possibilitando gerar um modelo para simular cenários futuros.

Dada a relevância dos biomas da Mata Atlântica e do Cerrado, bem como a crescente pressão sobre biomas, existe uma necessidade de modelar cenários preditivos para a Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema. Estudos de cenários preditivos permitem antecipar tendências da dinâmica de uso e ocupação da terra, tendo em vista que com esta abordagem é possível identificar áreas de vulnerabilidade ambiental. Além disso, cenários preditivos oferecem subsídios científicos para a formulação de políticas públicas mais assertivas, orientando ações de conservação, preservação e recuperação ambiental. Assim, a pesquisa se alinha à urgência de ações proativas, fornecendo bases científicas para fiscalizações e tomadas de decisão mais assertivas e eficazes no contexto da gestão territorial sustentável.

2. FUNDAÇÃO TEÓRICA

2.1. BIOMAS: MATA ATLÂNTICA E CERRADO

Um bioma é definido como conjunto de vida com características fitofisionômicas, faunísticas e geoclimáticas que se assemelham, com algum tipo principal de vegetação nativa, tendo ainda, historicamente, o mesmo processo de formação (Coutinho, 2006; Emprapa, *s.d.*; IBGE, 2023). A vegetação nativa desempenha um papel primordial para a manutenção e enriquecimento da vida, visto que minimiza as mudanças climáticas e seus impactos, influencia

na qualidade e na disponibilidade de água, nutrientes e alimentos, além de ser *habitat* de diversas espécies faunísticas (Haines-Young & Potschin, 2011).

O Bioma da Mata Atlântica representa 15% do território nacional e está concentrada na costa do Atlântico brasileiro, ao longo de 17 estados, com uma área original de aproximadamente 1.110.182 Km². Com fauna e flora endêmica, sua vegetação é exuberante, possuindo a presença excessiva de espécies que se adaptam facilmente à água. Já na sua fauna, destacam-se os anfíbios, mamíferos e aves das mais diversificadas espécies (SOS Mata Atlântica 2021; INPE & SOS Mata Atlântica 2021; IBF, 2020).

Outro bioma de elevada significância é Cerrado, o qual trata-se do segundo maior bioma em extensão da América do Sul, ocupando uma área próxima a 204 milhões de hectares. Com sua localização situada no planalto central do Brasil, possui áreas de transição com outros biomas, incluindo a Mata Atlântica (IBGE, 2023; IBF, 2020; IBGE/CREN, 2004). Outra característica deste ecossistema são as queimadas iniciadas por fatores naturais, como vegetação seca e descargas elétricas (Silva Junior et al., 2018). Ademais, a paisagem do Cerrado é conhecida principalmente por suas formações savânicas, contudo, pode variar também entre áreas de campo aberto, campos úmidos e até florestas densas. Com isso, o bioma supracitado possui mais de 10.000 espécies, sendo destas, 4.400 consideradas endêmicas. Para mais, dentro de sua área estão dispostas três das principais bacias da América do Sul, o que favorece sua diversificação biológica, deste modo, é denotada como a Savana mais rica em biodiversidade do mundo (IBGE, 2023; IBF, 2020; Emprapa, *s.d.*; Myers *et al.*, 2000).

2.2. LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

A Lei de Proteção de Vegetação Nativa (LPVN), Lei nº 12.651/2012, dispõe sobre Áreas de Preservação Permanente e Reserva Legal, ainda, nela é previsto que pode ser concedida a Autorização de Supressão Vegetal (ASV) em algumas situações específicas. Em qualquer atividade que envolva a supressão de vegetação nativa, independentemente do bioma e do estágio de desenvolvimento da vegetação, é indispensável obter autorização por meio do Licenciamento Ambiental. Este processo é essencial para assegurar a conformidade com as regulamentações constitucionais. Já o Auto de Infração Ambiental é uma ferramenta de gestão ambiental que visa fiscalizar atos de degradação ao meio ambiente, como supressões não autorizadas, podendo resultar em multas simples ou multas diárias, dependendo da gravidade da infração (Aragão, *et al.*, 2016). Importante ressaltar que existem casos de supressões que não obtêm autorização ou fiscalização, que somadas às ASV e AIA resultam na supressão total.

Além da Lei da Proteção de Vegetação Nativa existem outras legislações específicas para o bioma da Mata Atlântica e Cerrado. A Lei da Mata Atlântica, Lei 11.428/2006, regula a utilização e proteção deste bioma, promovendo a manutenção de sua biodiversidade e regime hídrico, também estimulando a pesquisa e manejo sustentável. Para o bioma do Cerrado, a Lei Estadual nº 13.550, de 02 de junho de 2009, dispõe sobre a utilização, conservação, proteção e regeneração do bioma do Cerrado para o Estado de São Paulo.

Ademais, também se destaca a Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), Lei nº 9.985 de julho de 2000, o qual dispõe sobre os critérios e normas para gestão de unidades de conservação, como Área de Proteção Ambiental (APA), que trata-se de áreas extensas que permitem em algum nível a ocupação humana.

2.3. SENSORIAMENTO REMOTO

O sensoriamento remoto, Sistema de Informação Geográfica (SIG) e o geoprocessamento são instrumentos com destaque para análises ambientais dada as extensões das áreas de interesse deste campo de estudo (Mascarenhas, *et al.*, 2009; Simões, *et al.*, 2017). Segundo Mascarenhas *et al.* (2009), o sensoriamento remoto permite monitorar áreas terrestres a nível global, regional e local, identificando mudanças no uso da terra. O geoprocessamento possibilita que o pesquisador desenvolva análises socioambientais mais complexas, uma vez que possibilita integrar diversas variáveis, auxiliando para o desenvolvimento de soluções com maior eficácia, logo, trata-se de uma ferramenta valiosa para a gestão pública (Oliveira, 2020). No Brasil, o Mapbiomas utiliza o sensoriamento remoto para estudar os biomas e identificar mudanças do uso e ocupação da terra desde 1985 até os anos atuais (Gavioli, *et al.*, 2023), isto permite avaliar como determinados vetores interagiram com a supressão ao longo dos anos.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

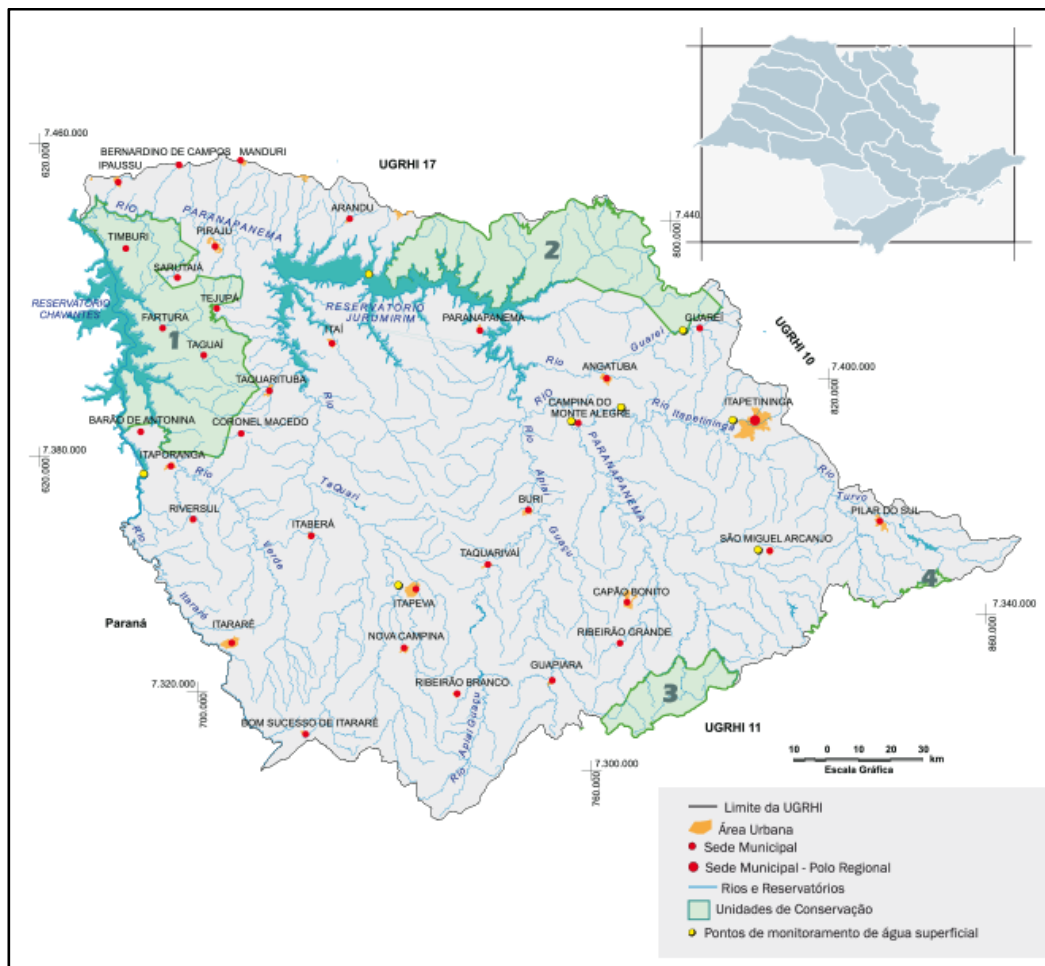
3.1. ÁREA DE ESTUDO

A área utilizada para a realização deste estudo foi a Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (BH-ALPA), ilustrado na Figura 1. Esta é caracterizada como Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI), sendo a de número 14, dentre as 22 UGRHIs que compõem o Estado de São Paulo. A UGRHI-14, que está localizada na região do sudoeste paulista, é a maior do Estado com uma área de drenagem de 22.734,46 km² abrangendo 14 sub-bacias. Possui uma população superando os 760 mil habitantes, sem tendenciar grande aumento populacional para os próximos anos (Seade, 2019). Além disso, possui 34 municípios com sua

sede na bacia, e outros 4 que participam como convidados por contribuírem para o balanço hídrico da bacia. Dentre as principais atividades da região, destacam-se a agropecuária e a presença de atividade industrial (SIGRH, 2016).

A Bacia do Alto Paranapanema detém quatro áreas destinadas a Unidades de Conservação Ambiental, além de diversas estações ecológicas. A fitofisionomia presente na Bacia é tanto do bioma do Cerrado quanto da Mata Atlântica e, conseqüentemente, possui zonas de transição entre os dois biomas com fitofisionomias endêmicas, sendo o seu índice de cobertura vegetal entre 20,01% a 50% (IPA, 2020; SIGRH, 2016). A região apresenta fitofisionomia de Floresta Estacional Semidecidual no estágio médio, Floresta Ombrófila Densa em estágios médios e avançados, Savanas Arborizadas e Florestadas, entre outras, típicas dos biomas existentes na região (IPA, 2024).

Figura 1- Bacia hidrográfica do Alto Paranapanema



Fonte: SIGRH, 2010.

3.2. SOFTWARES

Para a realização desta pesquisa, foi utilizado o *Software Qgis 3.34.12* onde foram feitos o tratamento dos dados e apresentação. E o *Software Dinamica EGO 7* foi utilizado para a criação dos modelos e análises das dinâmicas de paisagem, possibilitando a geração da paisagem simulada para o ano de 2030.

3.3. METODOLOGIA

Nesta seção serão abordados dois temas principais, sendo eles a aquisição e tratamento dos dados utilizados e a modelagem no *Software Dinamica Ego*.

3.3.1. Aquisição e tratamento dos dados

3.3.1.1. Dados de Uso e Cobertura da Terra

Os dados de uso e cobertura da terra foram extraídos da Coleção 8 do MapBiomias, para os anos de 2010, 2015 e 2020. As classes de uso, obtidas na legenda original do MapBiomias, foram reclassificadas utilizando a ferramenta “*Reclassificar por Tabela*” no *Software Qgis*, que permitiu o agrupamento das classes em 5 categorias a fim de simplificar as transições estudadas. A Tabela 1 a seguir apresenta o agrupamento das classes.

Tabela 1- Reclassificação das Classes do Mapbiomas

Reclassificação	Classificação Mapbiomas
Vegetação Natural	Floresta
	Formação Natural não Florestal
Agropecuária	Pastagem
	Agricultura
	Silvicultura
Mosaico de Usos	Mosaico de Usos
Área não vegetada	Área Não vegetada
	Praias
	Áreas urbanizadas
	Mineração
Corpo D'água	Rios, Lago e Oceano
	Aquicultura

3.3.1.2. Descrição das variáveis biofísicas e antrópicas

Para execução deste trabalho, foram utilizados dados raster e vetoriais secundários, apresentados na Tabela 2 a seguir.

Tabela 2 – Variáveis biofísicas e antrópicas.

Tipo	Nome	Formato	Escala	Resolução	Fonte
Biofísica	Distância de Hidrografia (m)	Vetor	1:10.000	-	FBDS (2013)
	Fitofisionomias suprimidas	Vetor	1:10.000	0,5m	DATAGE O (2020)
	Pedologia	Vetor			ROSSI (2017)
	Declividade (%)	Raster	1:50.000	30m	SMA (2013)
Antrópica	Distância de estradas e rodovias (m)	Vetor	-	-	OSM (2022)
	Distância de unidades de Conservação (m) – Uso sustentável	Vetor	1:10.000 até 1:250.000 0	-	MMA e DATAGE O
	Tamanho da propriedade	Vetor	-	-	SICAR (2022)

Todos os dados foram tratados e padronizados utilizando o *Software Qgis*, inicialmente, com os dados vetoriais sendo rasterizados. Para os cálculos de distância, foi utilizada a ferramenta “*Distância Euclidiana*”, gerando arquivos raster para as variáveis de Unidades de conservação, estradas e rodovias e hidrografia. E, posteriormente com todos os dados rasterizados, possuindo a mesma projeção e tamanho de pixel, estes foram categorizados utilizando a ferramenta “*Reclassificar por Tabela*”. A categorização para os dados de distância de Unidades de Conservação (UCs), Estradas e Rodovias e Hidrografia foram baseadas na metodologia de Suarez A. F. & Candeias A. L. B. (2013) e, Gama *et al.*, (2021).

Os dados de distância de estradas e rodovias foram categorizados com intervalos de 500 em 500 metros. A distância da hidrografia foi categorizada em classes que variam de 200 em

200 metros. E por fim, a distância para Unidades de Conservação de usos sustentáveis, por conta das grandes distâncias, foram separadas em espaços de 5 mil em 5 mil metros.

Os dados de fitofisionomias suprimidas seguiram a seguintes classificação: I - Floresta Estacional Semidecidual estágio médio; II - Floresta Ombrófila Densa estágio avançado; III - Floresta Ombrófila Densa estágio médio; IV - Floresta Ombrófila Mista estágio avançado; V - Savana Arborizada; VI - Floresta Ombrófila Mista estágio médio; VII - Formação Pioneira com Influência Fluvial e; VIII - Savana Florestada. Para os dados de pedologia a classificação foi a seguinte: I - Argissolo; II - Cambissolos; III - Latossolo; IV - Neossolo e; V - Nitossolos.

Já os dados de Declividade seguiram a classificação da Embrapa (1999): Plano (0 - 3%); Suave-Ondulado (3% - 8%); Ondulado (8% - 20%); Forte-Ondulado (20% a 45%); Montanhoso (45% - 75%) e; Forte-Montanhoso (>75%). E por fim, para a variável do tamanho da propriedade, as classes são: Minifúndio (Até 1 Módulo Fiscal); Propriedade Pequena (1 - 4 Módulos Fiscais); Propriedade Média (4 -15 Módulos Fiscais) e; Propriedade Grande (> 15 Módulos Fiscais).

A Figura 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8 a seguir apresenta as variáveis utilizadas no modelo de supressão.

Figura 2 - Mapa de distância de estradas

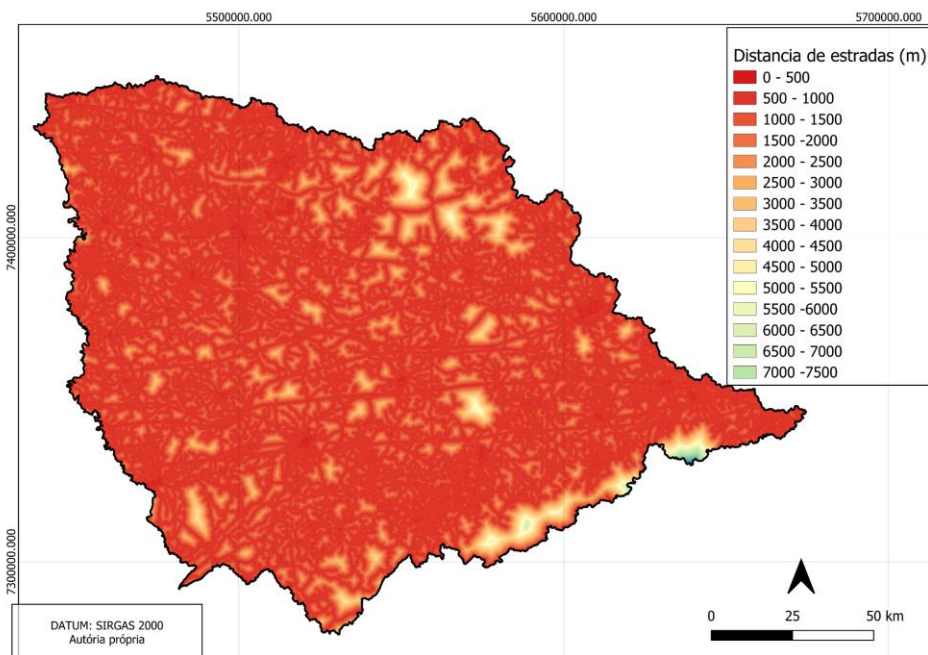


Figura 3 - Mapa de distância de hidrografia

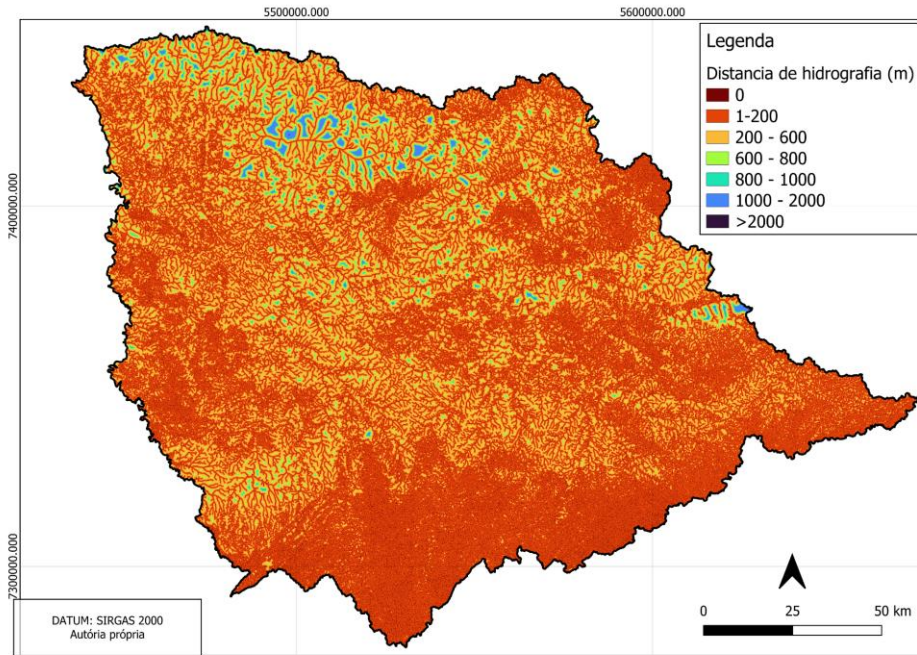


Figura 4 - Mapa de distância de Unidades de Conservação

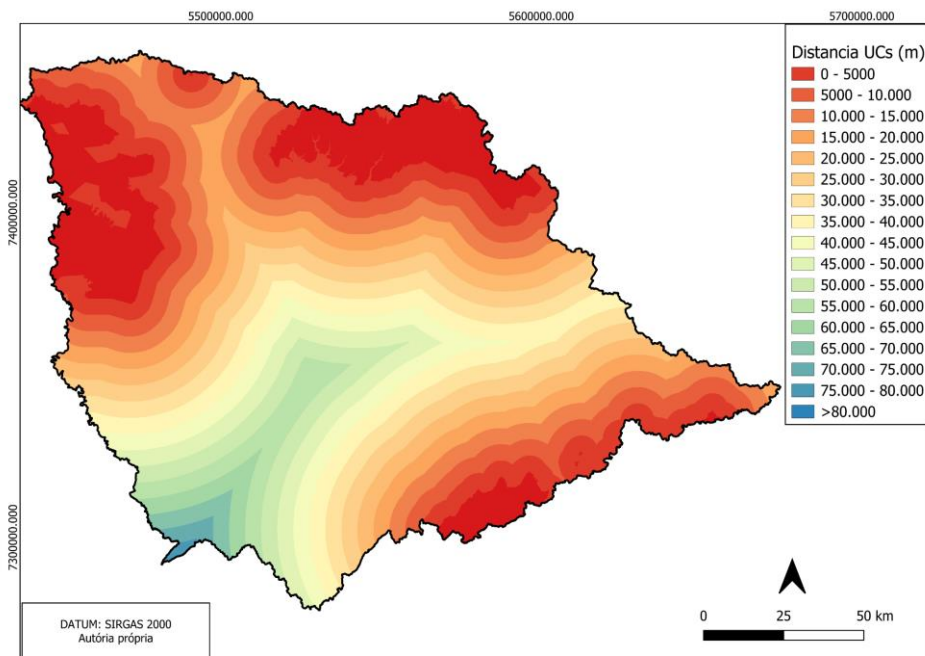


Figura 5- Mapa de fitofisionomia do Alto Paranapanema

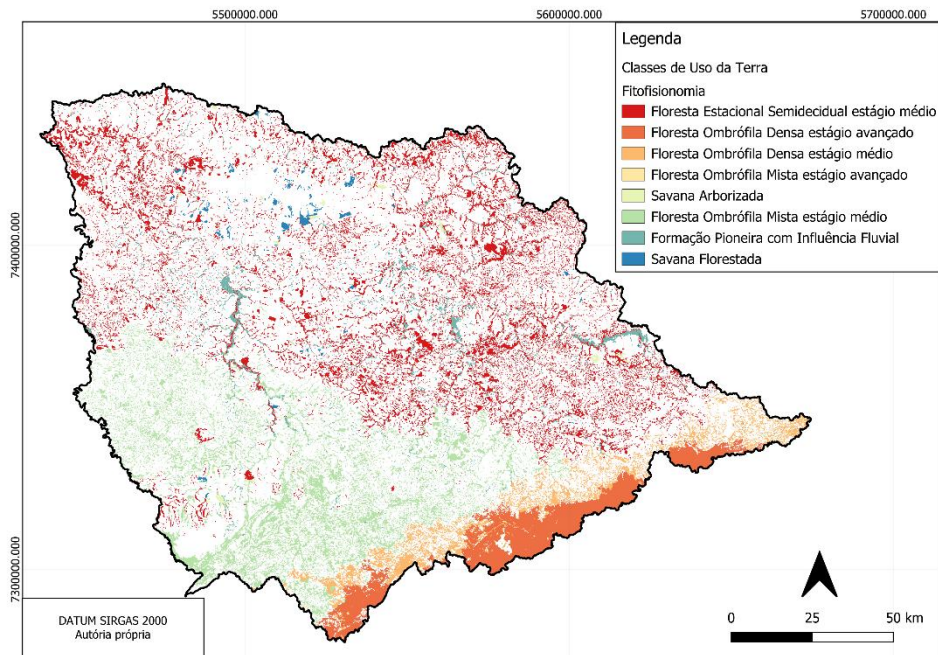


Figura 6 - Mapa de Classes de pedologia do Alto Paranapanema

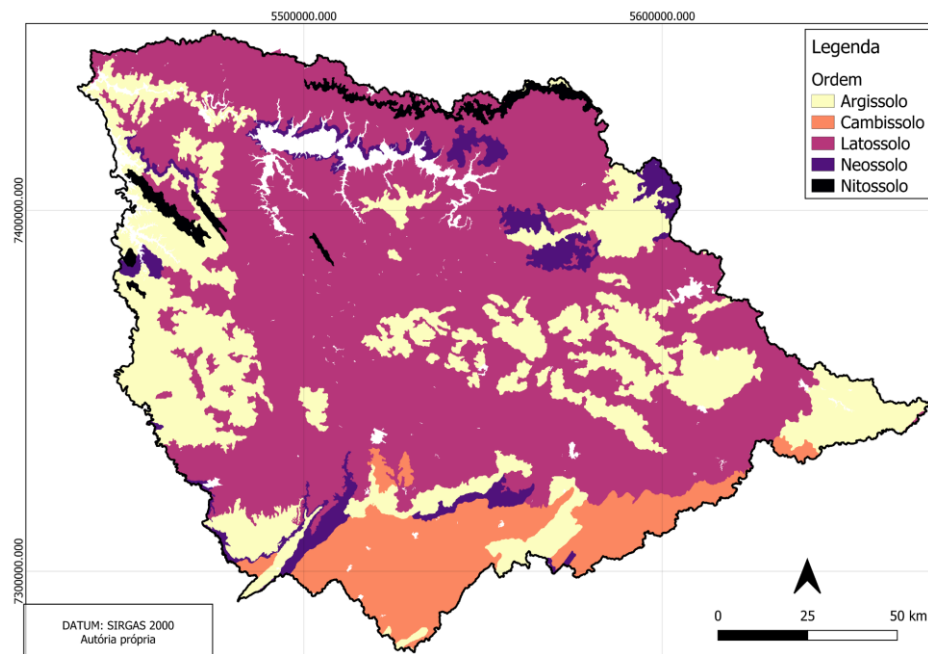


Figura 7- Mapa de declividade do Alto Paranapanema

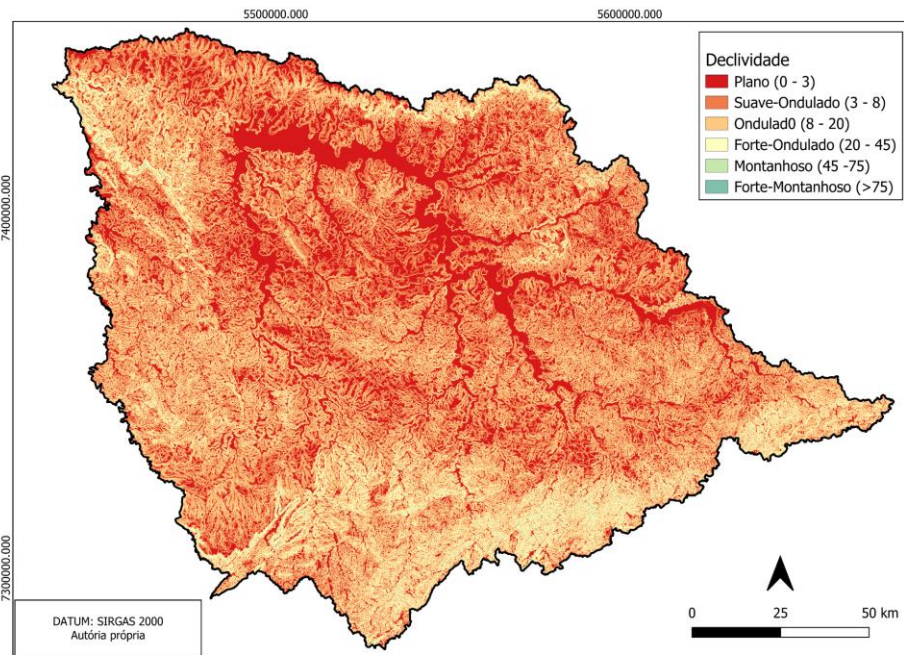
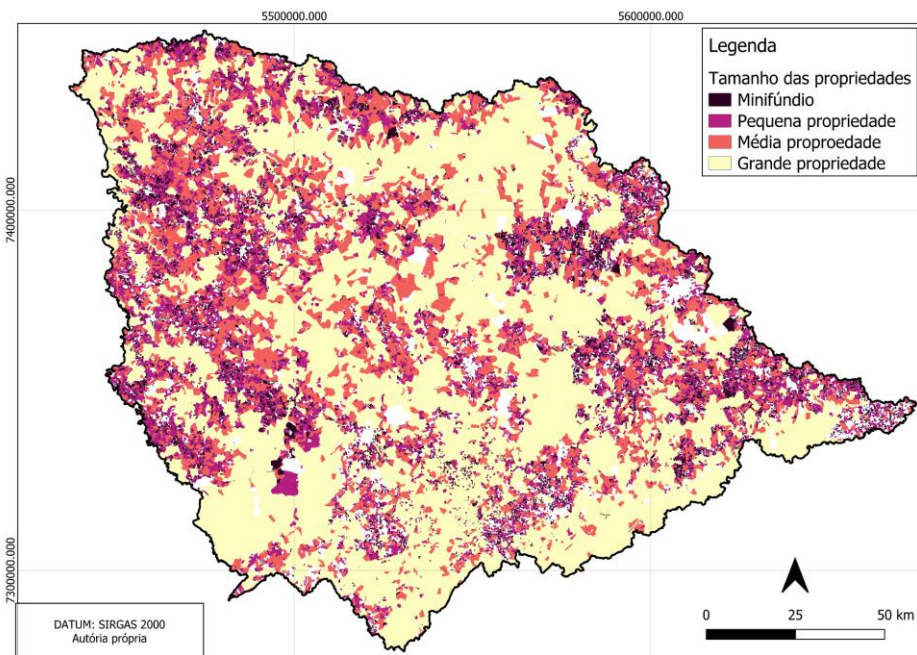


Figura 8- Mapa de Tamanho das propriedades



3.3.2. Modelo de Simulação de Mudança de Uso e Cobertura da Terra

Para a realização desta etapa e validação do modelo, foram analisados dois períodos entre os anos de 2010 a 2020, sendo divididos em períodos de 5 anos entre cada análise, ou seja,

todas as etapas foram modeladas considerando como ano inicial 2010 e ano final 2015 realizando a validação e calibração do modelo, posteriormente, todas as etapas também foram executadas considerando o ano inicial 2015 e ano final 2020 para geração do mapa simulado para cenário de 2030.

Toda a sequência da modelagem detalhada a seguir, consta no anexo deste texto.

3.3.2.1. Matriz de Transição

Na primeira etapa para a modelagem é necessária a geração das matrizes de transição, a qual gera dois arquivos, sendo eles: (i) matriz simples e; (ii) matriz múltipla, que apresentam, respectivamente, os coeficientes de mudança de usos gerais através de uma única interação e a análise ano a ano de acordo com a tempo do período analisado. A matriz de transição tem como dados de entrada o mapa do ano inicial e ano final de uso e ocupação da terra, carregados a partir da ferramenta "*Load Categorical Map*", ligados a ferramenta "*Determine Transition Matrix*", o qual determina-se o número de interações que serão realizadas nos cálculos a partir do intervalo entre o ano final e o ano inicial, que para este estudo, é representado pelo valor 5.

3.3.2.2. Cubo Raster

Com todas as variáveis antrópicas e biofísicas padronizadas e reclassificadas, utilizou-se a ferramenta "*Create cube raster*", para gerar um único raster que continha todas as variáveis raster, arquivo este para ser utilizado em etapas posteriores, sendo estas as variáveis estáticas.

3.3.2.3. Determinação dos Pesos de Evidência

Conforme descrito por Soares-Filho, Rodrigues e Follador (2013) e Molin et al (2018), o método do cálculo de Pesos de Evidências (W) possibilita a compreensão dos pesos das variáveis na análise da probabilidade de ocorrer uma transição das classes do uso da terra, além de calibrar o modelo (Soares-filho; Rodrigues; Costa, 2009). A partir dos coeficientes do peso de evidência, compreende-se que as associações positivas indicam favorecimento à supressão para aqueles pixels de determinada classe, enquanto os coeficientes negativos indicam a menor probabilidade de supressão para pixels daquela determinada classe.

Nesta fase foi necessário utilizar os mapas cubo raster através da opção "*Load Map*" e, utilizando o "*Load Categorical Map*", foram carregados os mapas de paisagem inicial e paisagem final. Em seguida, foi adicionada a ferramenta "*Calc Distance Map*" para determinar a distância em relação à vegetação nativa. Estes dados foram vinculados às funções "*Determine*

Weights Of Evidence Ranges" e "*Determine Weights Of Evidence Coefficients*", as quais determinam e os coeficientes dos pesos de evidência, respectivamente. Ainda, no Functor "*Determine Weights Of Evidence Ranges*", foram utilizadas as funções "*Name Map*" duas vezes, uma para variáveis dinâmicas e a outra para variáveis estáticas, deste modo, o cubo raster foi ligada às variáveis estáticas e o Functor "*Calc Distance Map*" às variáveis dinâmicas.

Na função "*Determine Weights Of Evidence Ranges*" também foi necessário determinar os intervalos dos pesos de evidências para as variáveis contínuas (dinâmicas) de distância de cada classe de uso e ocupação da terra. Para isso, caso fosse necessário ajustes, o parâmetro do "*Minimum Delta*" foi alterado de 5000 em 5000, para que o intervalo se tornasse significativo. Os parâmetros de "*Increment*" (incremento) são iguais a 1, "*Maximum Delta*" igual a 500000. As outras variáveis de foram previamente categorizadas no *Software Qgis* seguindo a metodologia mencionada anteriormente.

3.3.2.4. Associação Espacial

Para o método de Pesos de Evidência é necessário que as variáveis sejam espacialmente independentes. Com isso, é necessário calcular a associação espacial entre as variáveis, neste caso, foi utilizado o teste de Cramer e a *Joint-Uncertainty Information* (Bonham-Carter, 1994), no qual os valores inferiores a 0,5 sugerem menor associação espacial. Para avaliar a associação espacial das variáveis, foi carregado o Cubo Raster por meio da ferramenta "*Load Map*", a tabela de Pesos de Evidência gerada na etapa anterior, por meio da "*Load Table*" e o mapa da paisagem inicial, pela ferramenta "*Load Categorical Map*", com o último ligado ao Functor "*Calc Distance Map*". Todos estes, foram conectados ao Functor "*Determine Weights Of Evidence Correlation*", e nesta ferramenta foram escolhidas as transições de interesse, que para este estudo é a transição da vegetação nativa para outras classes.

3.3.2.5. Simulação do Modelo

A etapa de simulação do modelo calcula o mapa de probabilidade de transição para cada transição específica de interesse do estudo, a partir da identificação de tendências, possibilitando simular mudanças futuras. Ademais, é gerado um mapa de paisagem simulada, importante para ser utilizada para validação do modelo.

Como dados de entrada para esta etapa, foram utilizados o mapa de uso e ocupação da terra inicial e cubo raster, carregados nos mesmos funtores que nas etapas anteriores. Também, foram utilizados os Pesos de evidências corrigidos, carregados na ferramenta "*Load Weights*"

e a tabela de matriz múltipla, também corrigida para conter apenas as transições de interesse do estudo, carregada no Functor “*Load Table*”.

Para a simulação do modelo, os cálculos são realizados dentro de um bloco de ferramentas, unidos pela opção “*Repeat*”, a qual determina quantas vezes será feita a interação dos processos, que para esse estudo foi considerado o intervalo entre os anos inicial e final, deste modo, sendo o valor igual a 5. Dentro desta, foram utilizadas as ferramentas “*Mux Categorical Map*”, “*Cal Change Matrix*”, “*Calc Distance Map*”, “*Calc W. Of E. Probability Map*” e a ferramenta “*Patcher*”.

O Functor “*Mux Categorical Map*” permite a atualização dinâmica do mapa de uso e ocupação da terra inicial, sendo este o seu dado de entrada e, sua saída, o mapa do “*Patcher*”. Já a ferramenta “*Cal Change Matrix*” tem como dado de entrada a tabela de matriz múltipla, multiplicando as taxas de transição pelo número de células disponível para cada transição, gerando as taxas brutas em quantidade de células a serem alteradas, e sua saída está ligado ao Functor “*Patcher*”.

Por sua vez, a ferramenta de “*Calc W. Of E. Probability Map*” foi utilizada para determinar o mapa de probabilidade de supressão, determinando as transições de interesse do estudo. Como dados de entradas para este tiveram o “*Calc Distance Map*”, o Cubo Raster e os Pesos de Evidência, além de também ser utilizada a função de “*Name Map*”, com os mesmos dados de entradas de etapas anteriores. Como dado de saída, além do mapa de probabilidade de supressão, esse Functor foi ligado à ferramenta “*Patcher*”.

Por fim, o Functor “*Patcher*” liga-se à ferramenta “*Mux Categorical Map*” e tem como saída o mapa de paisagem simulada. Esta ferramenta busca células ao redor de um local determinado para uma transição conjunta, considerando a probabilidade de transição. Para mais, nesta ferramenta é necessário incluir o tamanho médio da mancha (hectares), variância da mancha (hectares) e a isometria da mancha que varia entre 0 e 2, sendo a isometria ideal recomendada pelo fornecedor do Dinamica Ego, o valor 1, o qual foi considerado neste estudo. Para os valores de tamanho médio e variância da mancha, o valor utilizado foi 0,01, uma vez que o intuito para esta etapa é que seja analisado um pixel por vez.

3.3.2.6. Parametrização do Algoritmo Expander

O Dinamica Ego divide a transição nas células vizinhas em dois mecanismos, o *expander* e o *patcher*. O Expander é destinado a expansão e contração de manchas previamente

existentes, enquanto o Patcher gera novas manchas, a partir de célula central (Soares-filho et al., 2002).

Para a parametrização do algoritmo, inicialmente, foi necessário executar o submodelo *"Calc Mean Patch Sizes and Standard Deviations"*, que teve como dado de entrada o *Landscape* gerado na etapa anterior. O intuito da execução desta etapa é gerar parâmetros internos a serem usados, sendo eles o tamanho médio da mancha e variância da mancha (ambos em hectares), com o último necessitando também de ajustes a partir de análise visual dos resultados, com os valores utilizados neste estudo 20,0 e 652,3, respectivamente.

Para a parametrização, o modelo utilizado é bastante similar ao executado na etapa de Simulação do Modelo, sendo a única diferença o uso do Functor *"Allocate Transtions"* ao invés da ferramenta *"Patcher"*, utilizada na etapa anterior. No Functor *"Allocate Transtions"*, além das informações de tamanho médio da mancha e variância da mancha, é necessário definir a partir das transições de interesse do estudo, a porcentagem que o Expander e o Patcher receberão da matriz de transição.

3.3.2.7. Validação

O método usado para a validação foi a Comparação de Similaridade Recíproca. Esta etapa tem como objetivo verificar a confiabilidade do modelo construído e simulado, comparando as transições ocorridas a partir dos dados coletados do Mapbiomas, com as transições geradas pelo mapa de uso final simulado. Esta comparação é feita por meio da análise detalhada, por meio da sobreposição de todos os pixels em forma de janela, validando a correlação a partir do método estatístico de decaimento exponencial de decaimento constante por meio da ferramenta *"Calc Reciprocal Similarity"*. Para ambos, com janelas móveis de 1, 3, 5, 7, 9 e 11. Utiliza-se um bloco de ferramentas, unidos pela função *"For"*, que define o tamanho e intervalos dos vizinhos das janelas móveis, além das outras funções de validação.

Nesta etapa, os dados gerados, são dois arquivos raster que ilustram a máxima e a mínima similaridade, além dos arquivos .csv, que apresentam a semelhança máxima e mínima. Para que os resultados sejam considerados satisfatórios, os índices não podem estar abaixo de 0,5.

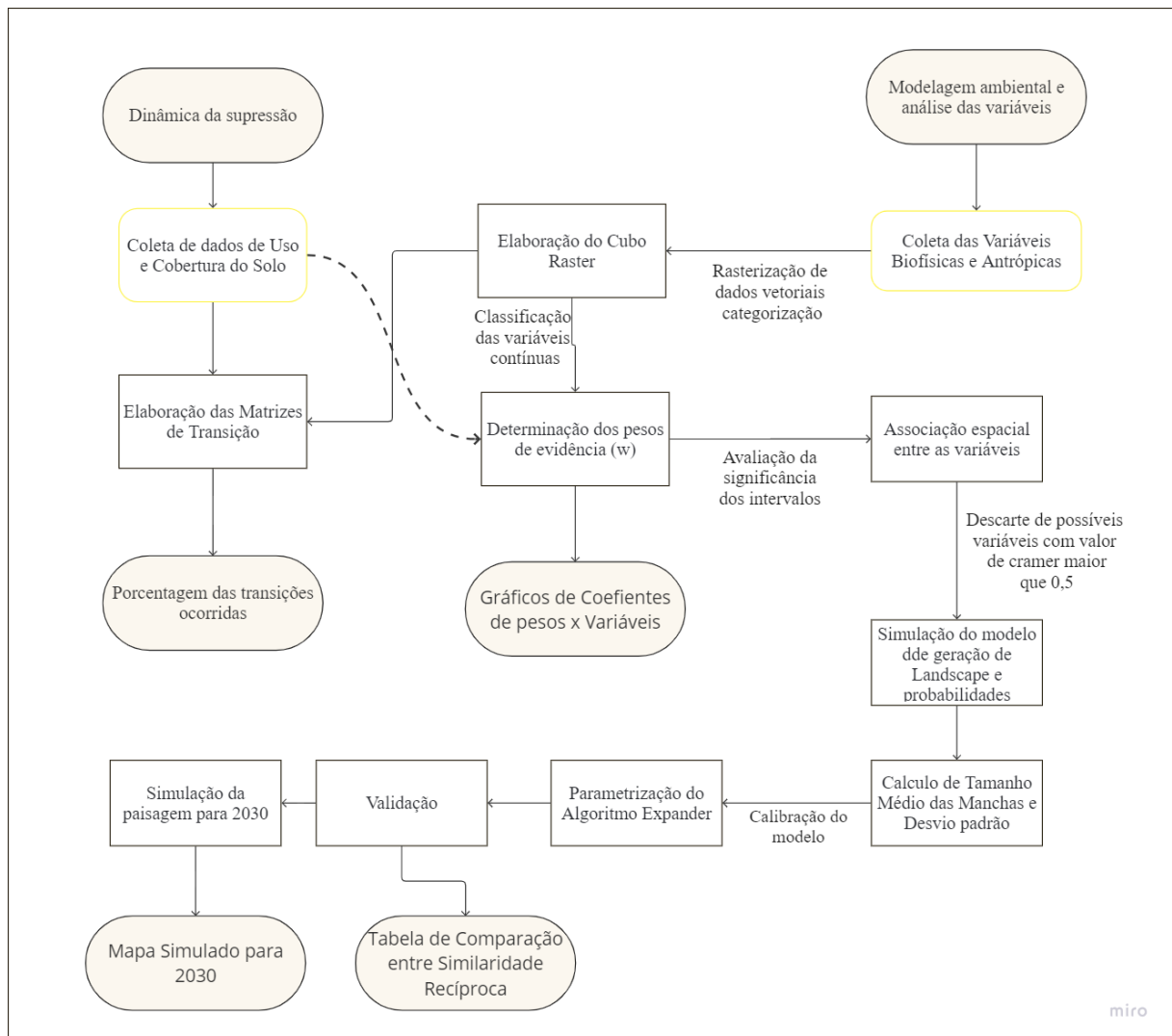
3.3.2.8. Geração do Mapa Simulado para 2030

Para a geração do mapa simulado de 2030, usa-se o mesmo modelo calibrado na etapa anterior, entretanto, diferente da etapa anterior, o bloco de ferramentas utilizado nesta

simulação é o “*For*”. Este bloco realiza uma sequência de operações em *looping*, realizando simulações ao longo do tempo em intervalos específicos. Ainda é necessário definir o incremento, que representa tempo por interação, que para esse estudo foi usado o valor 1. Definir o ano de início, que foi o ano de 2021, e o ano final (2030).

A fim de possibilitar a visualização da metodologia, a mesma está representada por meio de um fluxograma na Figura 8 a seguir.

Figura 9- Fluxograma da metodologia



4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. VALIDAÇÃO

O desempenho do modelo foi validado por meio do método de Comparação de Similaridade Recíproca, o qual utiliza múltiplas funções de decaimento exponencial baseadas em métricas de similaridade de *Fuzzy* com análise em múltiplas janelas, a fim de avaliar a

correspondência espacial dos mapas de uso da terra observado e simulado (Soares-filho; Rodrigues; Costa, 2009).

A Tabela 3, apresentada a seguir, consta o resultado da validação, onde é possível observar que a partir da janela 7 o valor apresentado é acima de 0,5. Considerando que os índices de similaridade variam de 0 a 1, os resultados esperados para a validação do modelo para os coeficientes são valores acima de 0,5. Com isto, apesar das dificuldades relacionadas ao ajuste dos parâmetros do expandir e o estudo ser conduzido de maneira simplificada, concentrando-se somente a estudar as transições da vegetação nativa para outras classes o que pode ter influenciado os resultados, os valores de similaridade foram satisfatórios para o mapa simulado. Sloan e Pelletier (2012) destacam que modelar supressão e regeneração simultaneamente pode melhorar a correspondência entre o modelo e a realidade, uma vez que permite analisar e simular áreas de rebrota de vegetação, garantindo uma maior assertividade para o estudo.

Tabela 3 - Desempenho do modelo por meio da Comparação entre a Similaridade Recíproca

Tamanho da Janela	Grau de Desempenho
1	0,0713
3	0,1816
5	0,3592
7	0,5069
9	0,6215
11	0,7096

4.2. INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS NA OCORRÊNCIA DE SUPRESSÕES

Com o propósito de avaliar de forma individual a influência de cada variável no processo de supressão, serão apresentados a seguir os resultados obtidos a partir de gráficos, os quais posteriormente serão discutidos, que relacionam os coeficientes de peso com as mudanças ocorridas, bem como as classes de cada variável. Vale ressaltar que devido a complexidade, é difícil analisar o meio ambiente e seus fatores separadamente, tendo em conta que tudo está interligado de alguma forma. No entanto, os pontos a seguir serão abordados a influência de cada uma das variáveis consideradas no estudo para as transições de vegetação nativa para agropecuária (transição 1), mosaico de usos (transição 2) e área urbana e não vegetada (transição 3), respectivamente, eventualmente envolvendo contribuições de outras variáveis como meio de entender seus comportamentos.

Em relação a influência da distância da agropecuária para ocorrência da transição de vegetação nativa, no Gráfico 1, observa-se que a proximidade da agropecuária desempenha um papel positivo na ocorrência de supressão para conversão em agropecuária, quando a distância é de até 30 metros. Contudo, quando essa distância ultrapassa os 30 metros, a influência torna-se negativa, reduzindo a probabilidade de que a supressão ocorra.

Para a transição 2, é possível verificar no Gráfico 2 que a distância de agropecuária apresenta um peso positivo na ocorrência de supressão até uma distância próxima de 60 metros. Quando a distância ultrapasse esse limite, a influência passa a ser negativa, o que indica uma diminuição na probabilidade de ocorrer esta transição.

Por último, diferente das transições anteriores, a distância para agropecuárias apresentou um comportamento desfavorável à transição para áreas urbanas e não vegetadas para uma distância de até 30 metros, possível notar no Gráfico 3. Entretanto, quando o valor ultrapassou os 30 metros, a mesma variável apresenta uma tendência de favorecimento para a ocorrer este tipo de transição.

Gráfico 1 - Influência da distância de agropecuária para transição de vegetação nativa para agropecuária

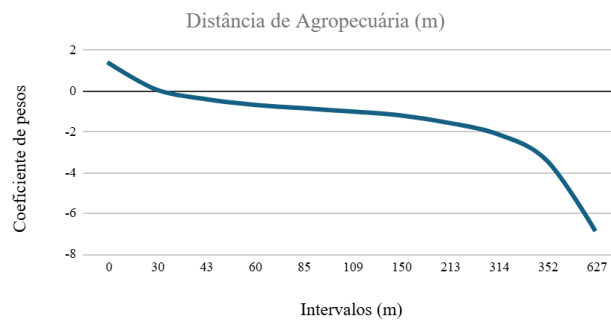


Gráfico 2 - Influência da distância de agropecuária para transição de vegetação nativa para Mosaico de Usos

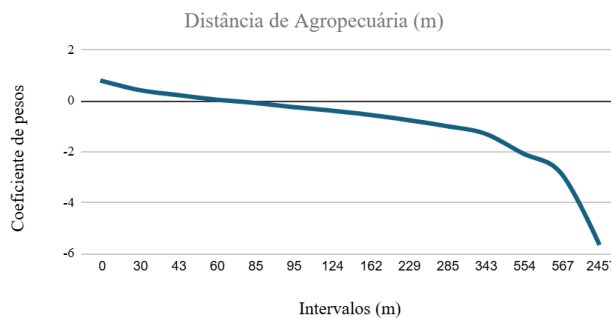
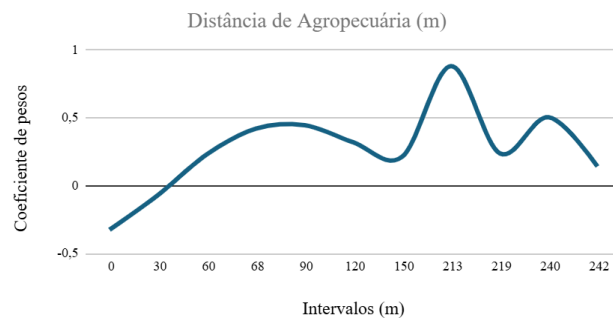


Gráfico 3 - Influência da distância de agropecuária para transição de vegetação nativa para áreas urbanas e não vegetadas



Para a influência da distância de mosaicos de uso para ocorrências de cada uma das transições analisadas nesta pesquisa os resultados apresentados no Gráfico 4 indicam que a proximidade deste uso exerce uma influência positiva sobre a ocorrência de supressão em distâncias de até aproximadamente 150 metros, porém, de maneira não tão intensa. Quando a distância ultrapassa este valor, a influência se torna negativa, sugerindo uma redução significativa na probabilidade de ocorrência da supressão à medida que o afastamento desta classe de uso da terra aumenta.

Já observando o Gráfico 5, quando se trata da transição para mosaico de usos, esta variável, se mostra favorável para uma distância de até aproximadamente 100 metros, uma tendência de expansão de áreas pré-existentes. Distâncias superiores apresentam um comportamento contrário à ocorrência desta transição e, assim, como para o gráfico anterior, quanto maior a distância mais relevante é a diminuição da probabilidade de ocorrer a transição.

Igualmente aos resultados anteriores, no Gráfico 6 é visível que há uma influência positiva da variável de distância de mosaicos de usos para ocorrer a transição três, para uma proximidade de até 120 metros. Porém, distâncias acima desta, tendem a desfavorecer a transição. Os Gráficos 4, 5 e 6 estão representados a seguir.

Gráfico 4 - Influência da distância de Mosaico de Usos para transição de Vegetação Nativa para Agropecuária

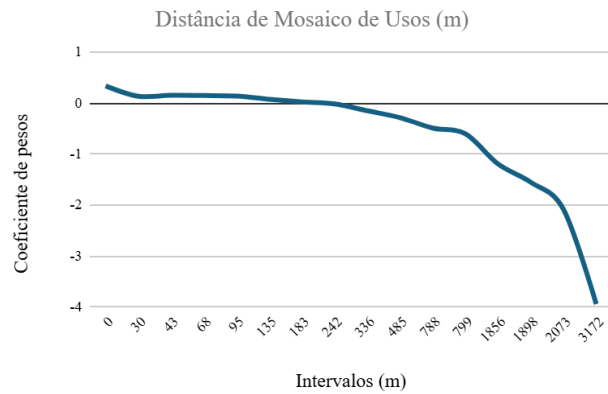


Gráfico 5 - Influência da distância de Mosaico de Usos para transição de Vegetação Nativa para Mosaico de Usos

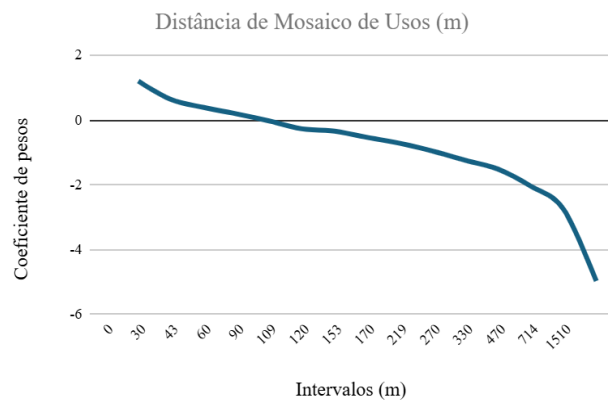
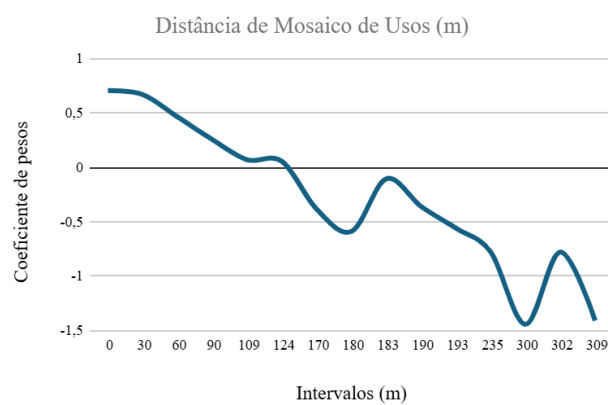


Gráfico 6 - Influência da distância de Mosaico de Usos para transição de Vegetação Nativa para Áreas Urbanas e Não Vegetadas



Quanto a influência da distância de Não Vegetadas, os resultados exemplificados pelo Gráfico 7, indica que para até 3000 metros, a influência desta variável é positiva para a transição 1, sugerindo que áreas próximas aos centros urbanos possuem maior probabilidade de serem convertidas para uso agrícola. Entretanto, distâncias superiores a 3000 metros apresentam uma influência negativa, expondo menor propensão para esta transição nessas regiões. Para mais, é possível observar no Gráfico 8, a probabilidade de conversão de vegetação nativa para Mosaico de Usos é maior em áreas situadas até cerca de 2000 metros dos centros urbanos, enquanto para distâncias superiores a 4000 metros, a influência torna-se negativa sobre essa transição. Já no Gráfico 9, a distância para áreas urbanas e não vegetadas quando relacionado a transição de vegetação nativa para áreas urbanas, revela que essa influência é positiva até aproximadamente 410 metros, sendo ainda mais acentuada em menores distâncias. Entretanto, acima de 420 metros, a influência se torna negativa, reduzindo a probabilidade de que esta transição aconteça, porém, de maneira discreta. Desta forma, esta transição ocorre especialmente associada à expansão urbana, que pode ser justificado devido à demanda por espaços próximos à infraestrutura já consolidada, como redes viárias, serviços públicos e acessibilidade aos centros econômicos. Os gráficos mencionados estão representados a seguir.

Gráfico 7 - Influência da distância de Áreas Urbanas e não vegetadas para transição de Vegetação Nativa para agropecuária

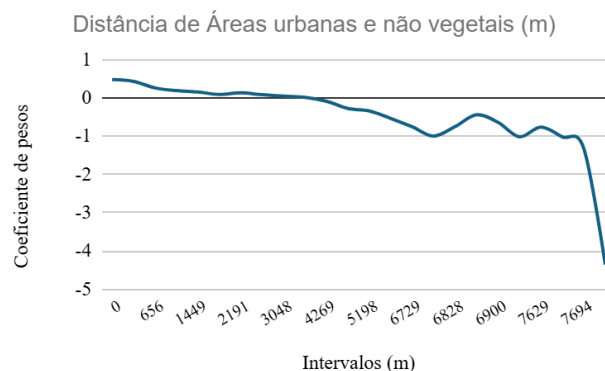


Gráfico 8 - Influência da distância de Áreas Urbanas e não vegetadas para transição de Vegetação Nativa para Mosaico de Usos

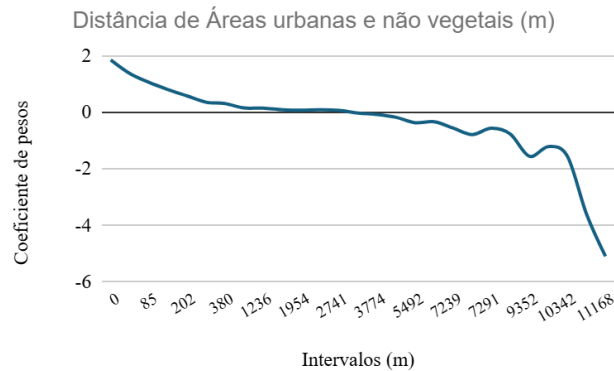
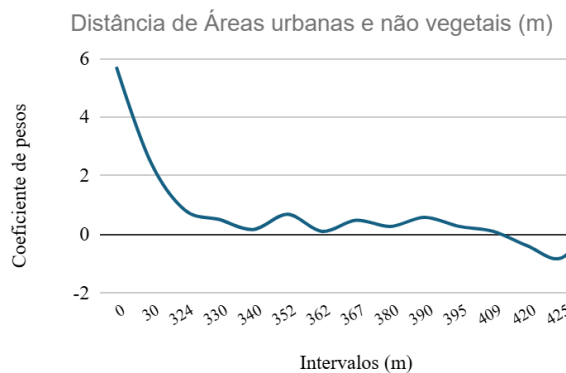


Gráfico 9 - Influência da distância de Áreas Urbanas e não vegetadas para transição de Vegetação Nativa para Áreas Urbanas e não vegetadas



A seguir, serão apresentados os resultados obtidos para as variáveis antrópicas e biofísicas analisadas neste trabalho para ocorrência das transições 1, 2 e 3.

A primeira variável a ser analisada para as três transições, será a “Distância de Estradas e Rodovias”. O Gráfico 10 expõe que a proximidade de estradas e rodovias exerce uma influência positiva na ocorrência de supressão para conversão para agropecuária em distâncias na faixa de 500 até 1000 metros. Entretanto, à medida que as distâncias excedem esse intervalo, observa-se uma tendência negativa para esta influência, indicando uma diminuição na probabilidade de ocorrer supressões.

Para a transição para mosaico de usos, nota-se no Gráfico 11 que a faixa entre 1 e 500 metros de distância de estradas e rodovias metros apresenta uma influência positiva, embora pouco acentuada, para a ocorrência dessa transição. Entretanto, distâncias superiores a 500 metros passam a demonstrar uma influência negativa, reduzindo a probabilidade da conversão ocorrer, ainda, demonstrando que quanto maior a distância desta variável, menor a

probabilidade. Finalmente, a análise da relação entre a proximidade de estradas e rodovias e conversão de vegetação nativa em área urbana, visível no Gráfico 12, revela uma influência bastante significativa para pequenas distâncias, até a faixa entre 500 até 1000 metros. Enquanto, distâncias acima desta faixa de distância, apresentam um efeito contrário a esta transição.

Deste modo, a distância de rodovias e estradas se mostrou uma variável importante a ser observada, uma vez que apresenta um comportamento positivo para pequenas distâncias para todas as transições. Assim como a variável que analisou a proximidade de áreas urbanas e não vegetadas, isto reforça a necessidade de acessibilidade, conectividade e infraestrutura consideradas para todas as transições Estes gráficos demonstrados a seguir.

Gráfico 10 - Influência da distância de estradas e rodovias para transição de Vegetação Nativa para Agropecuária

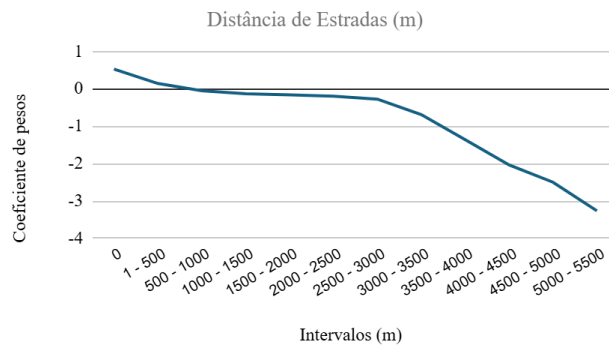


Gráfico 11 - Influência da distância de estradas e rodovias para transição de Vegetação Nativa para Mosaico de Usos

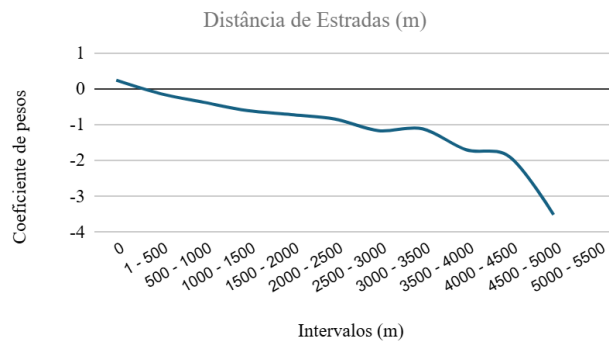
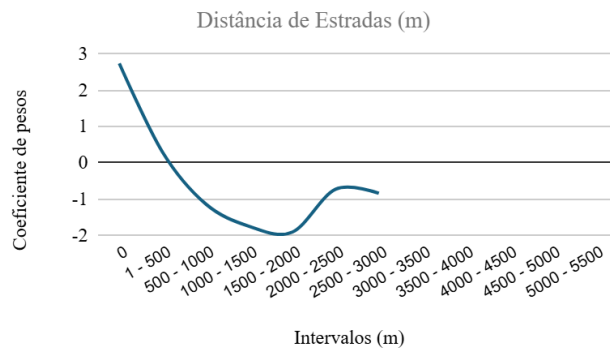


Gráfico 12 - Influência da distância de estradas e rodovias para transição de Vegetação Nativa para Área Urbana e Não Vegetada



Para mais, para a variável de pedologia para cada transição estudada, no Gráfico 13, indica que a maior parte das classes do solo apresentam uma influência contrária à ocorrência da transição de vegetação nativa para agropecuária, com exceção da classe Latossolo, que apresentou um peso favorável a esta transição. Entretanto para a transição para Mosaico de Usos, as classes de pedologia Argissolo, Latossolo e Nitossolo favorecem a ocorrência desta transição, com a última classe possuindo o maior peso, mostrado no Gráfico 14. Enquanto, o Neossolo e o Cambissolo são classes com um comportamento negativo quando associados a ocorrência da supressão da vegetação nativa para conversão em mosaico de usos. Por fim, quando analisado o Gráfico 15, o comportamento da variável associada a conversão da vegetação nativa para áreas urbanas e não vegetadas, classes de Nitossolo, Argissolo e Cambissolo se mostram com pesos negativas para a ocorrência da transição, com as duas últimas com valores significativamente contrários. Enquanto, somente a classe de Latossolo foi favorável para esta transição, indicando que solos que possuam essa classe, apresentem maior probabilidade a serem convertidos para áreas urbanas e não vegetadas. A classe Neossolo não se mostrou significativa nesta análise. Os gráficos para transição 1, 2 e 3 estão apresentados, respectivamente, a seguir.

Gráfico 13 - Influência das Classes de Pedologia para transição de Vegetação Nativa para Agropecuária

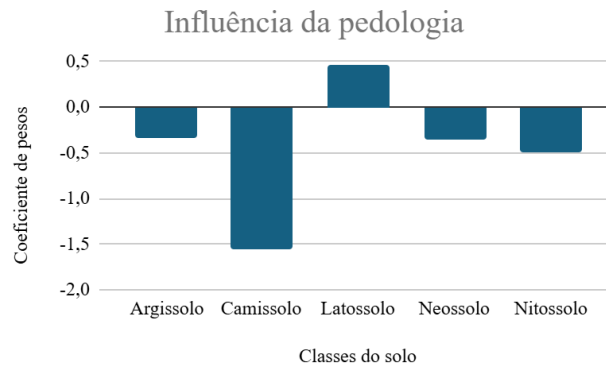


Gráfico 14 - Influência das Classes de Pedologia para transição de Vegetação Nativa para Mosaico de Usos

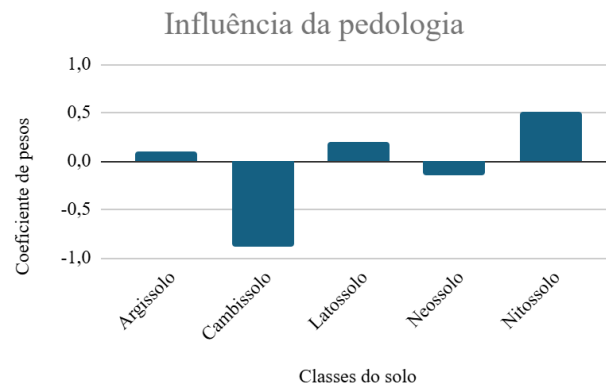
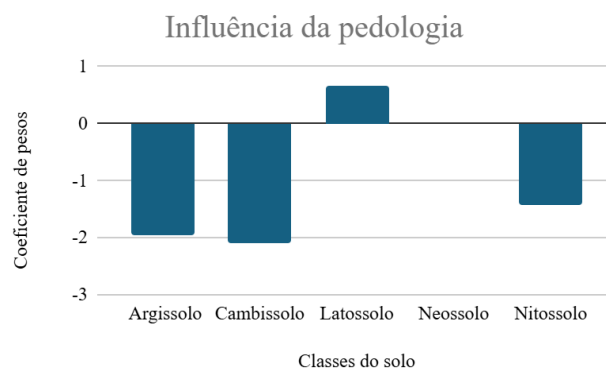


Gráfico 15 - Influência das Classes de Pedologia para transição de Vegetação Nativa para Áreas Urbanas e Não Vegetadas



Para mais, os dados representados por meio dos Gráficos 16, 17 e 18, demonstram o comportamento da variável “Distância de Unidades de Conservação (UCs)” associados às transições 1, 2 e 3. Como revelado no Gráfico 16, a proximidade de UCs apresentou pesos negativos, ou seja, indica desfavorecimento para a ocorrência da transição de vegetação nativa para agropecuária, para distância de até a faixa 20.000 a 25.000 metros, distâncias acima desta faixa mostram um aumento na probabilidade de ocorrer a transição. O Gráfico 17 que, para a transição para ser convertido em Mosaico de Usos, a proximidade de UCs revela uma tendência contrária à conversão até a faixa de 0 a 5.000 metros de distância. Distâncias a partir da faixa de 5.000 a 10.000 metros, possuem influência positiva para ocorrência de supressões destinadas a este uso. Entretanto, valores acima dos 30.000 revelaram um efeito contrário novamente a esta conversão, esta faixa de valor encontra-se na região central da área estudada, isto pode indicar uma área com propensão a conversão a mosaico de usos. Por último, representando no, quanto à relação entre a proximidade de UCs e conversão de áreas de vegetação natural para áreas urbanas (Gráfico 18), a comportamento não é padrão, porém, ainda é possível notar uma tendência de distâncias de até a faixa de 20.000 a 25.000 apresentarem uma influência negativa para a ocorrência desta transição.

Gráfico 16 -- Influência da Distância da Unidades de Conservação para transição de Vegetação Nativa para Agropecuária

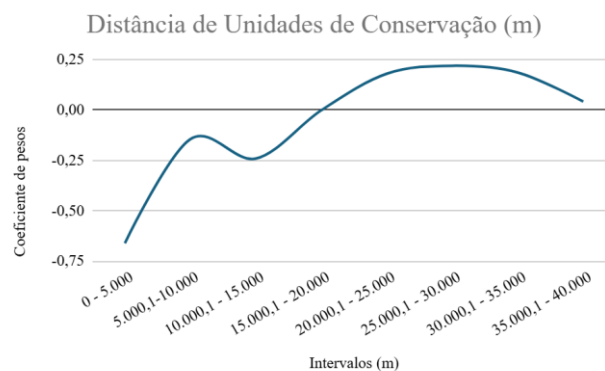


Gráfico 17 - Influência da Distância da Unidades de Conservação para transição de Vegetação Nativa para Mosaico de Usos

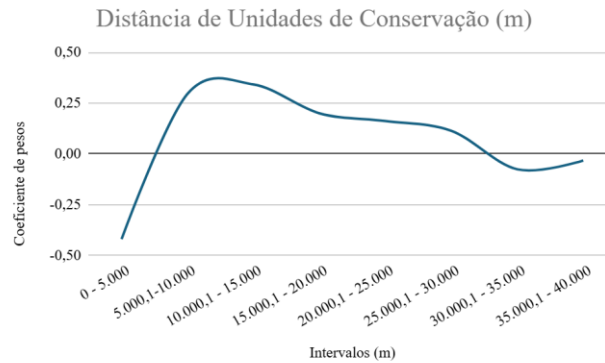
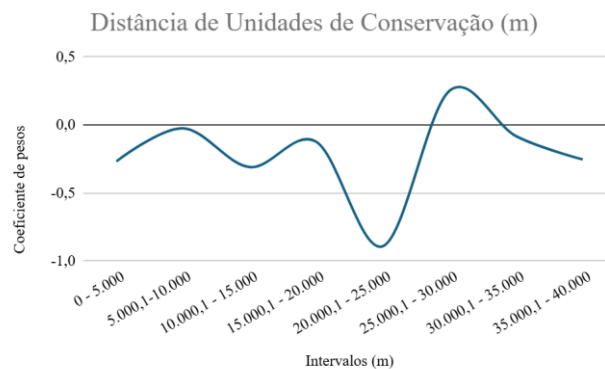


Gráfico 18 - Influência da Distância das Unidades de Conservação para transição de Vegetação Nativa para Área Urbana e Não Vegetada



Para a influência da declividade para a ocorrência das transições, a variável apresenta um comportamento que favorece a supressão para a área ser convertida para finalidades destinadas à agropecuária, quando apresenta classes de plano a ondulado, mostrado no Gráfico 19. Entretanto, quando a declividade é considerada forte-ondulado a forte-montanhoso, o efeito é contrário a esta transição. Quanto a influência da declividade em relação a transição para o mosaico de usos, visível no Gráfico 20, o efeito é positivo para acontecer considerando declividades de plano a ondulado, assim como na transição anterior, e negativa para declividades de forte-ondulado a montanhoso. Finalmente, para a transição de vegetação nativa para áreas urbanas e não vegetadas, a declividade também apresentou um comportamento parecido com as transições anteriores, porém, as classes de forte-ondulado e forte-montanhoso

não foram significativas para esta transição, este resultado está apresentado no Gráfico 21. Os gráficos estão mostrados abaixo.

Gráfico 19 - Influência da declividade para transição de Vegetação Nativa para Agropecuária

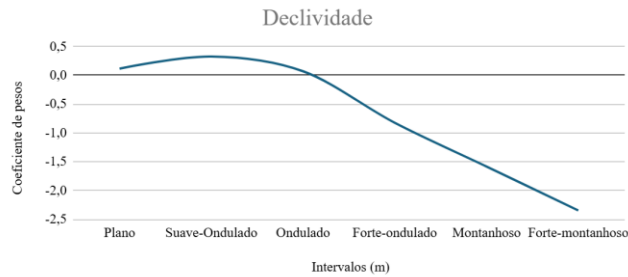


Gráfico 20 - Influência da declividade para transição de Vegetação Nativa para Mosaico de Usos

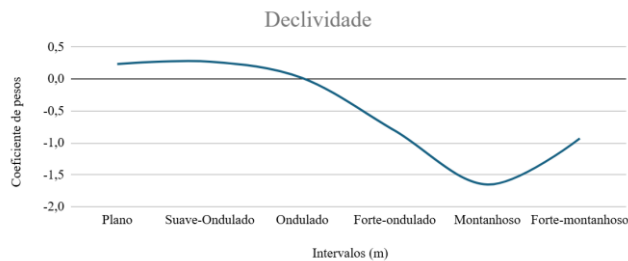
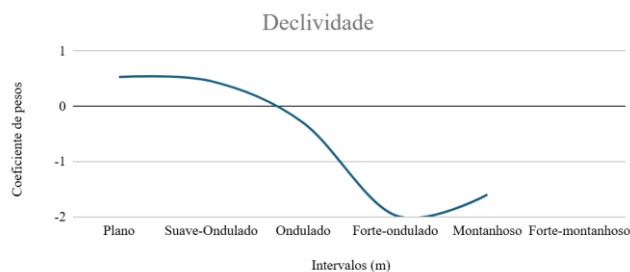


Gráfico 21 - Influência da declividade para transição de Vegetação Nativa para Área Urbana e Não Vegetada



A próxima variável apresentada é a influência da fitofisionomia, por meio dos Gráficos 22, 23 e 24. No Gráfico 22, nota-se que as fitofisionomias que apresentam estado avançado possuem um efeito negativo para a ocorrência de supressão para destinar áreas a agropecuária, ainda, Floresta Ombrófila Densa em estágio médio e a Savana Florestada também apresenta

uma tendência negativa. Já a Floresta Ombrófila Mista em estágio médio, Savana Arborizada e Floresta Estacional Semidecidual em estágio médio possuem influência positiva para ocorrer a transição, porém que favorece este evento é a Formação Pioneira com Influência Fluvial.

Em sequência, para a influência de fitofisionomias para ocorrer a transição para mosaico de usos (Gráfico 23), assim como no caso anterior, as fitofisionomias avançadas continuam como uma influência negativa para a transição, ainda, a Savana Florestada, Savana Arborizada e Floresta Ombrófila Densa em estágio médio. Enquanto as outras fitofisionomias estudadas, apresentam uma influência positiva para a transição, com destaque novamente para a Formação Pioneira com Influência Fluvial. Por último, para a transição três, o Gráfico 24 mostrou que a fitofisionomias de Savana Florestada, Formação Pioneira com Influência Fluvial e Floresta Estacional Semidecidual em estágio médio se mostram com maior probabilidade para ocorrer supressão para áreas urbanas e não vegetadas. Já a Floresta Ombrófila Mista em estágio médio, Floresta Ombrófila Densa em estágio médio e avançado possuem uma influência negativa para a transição ocorrer.

Gráfico 22 - Influência da Fitofisionomia para transição de Vegetação Nativa para Agropecuária

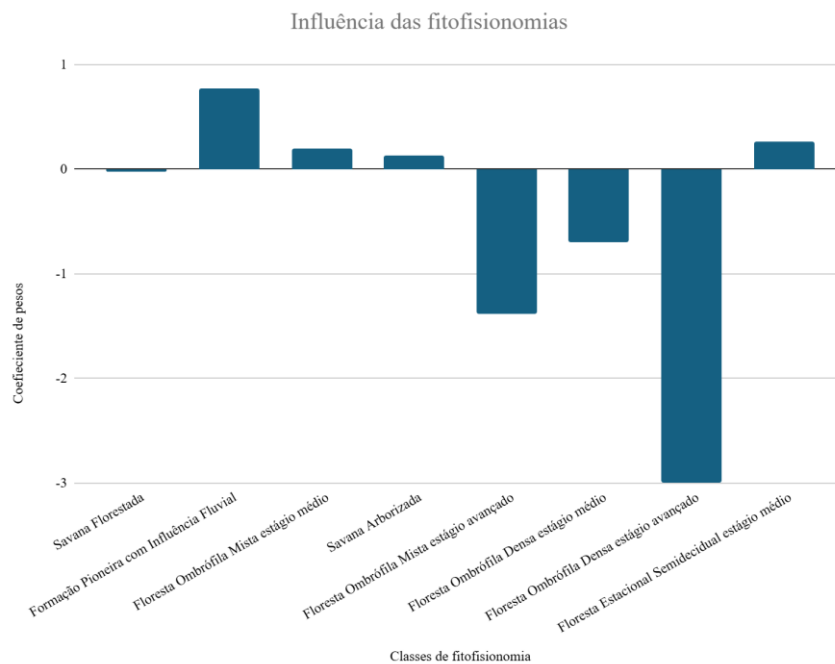


Gráfico 23 - Influência da Fitofisionomia para transição de Vegetação Nativa para Mosaico de Usos

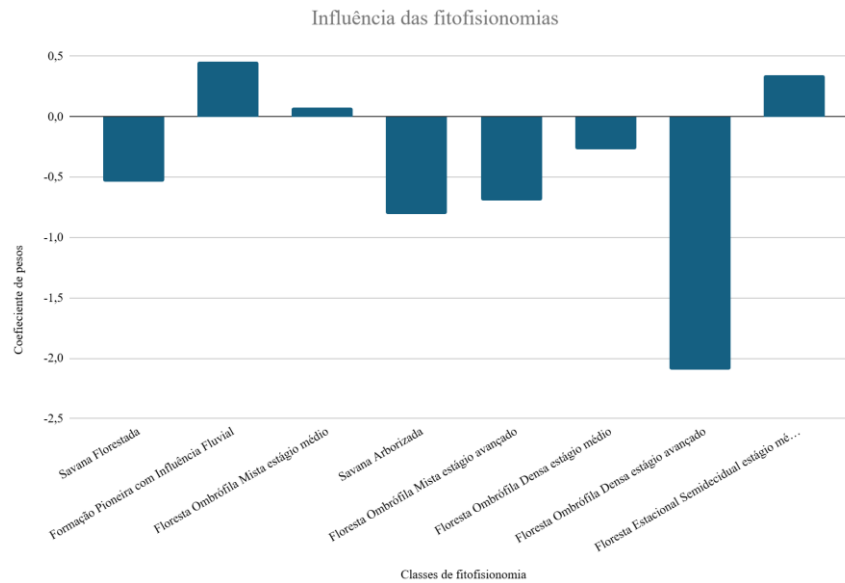
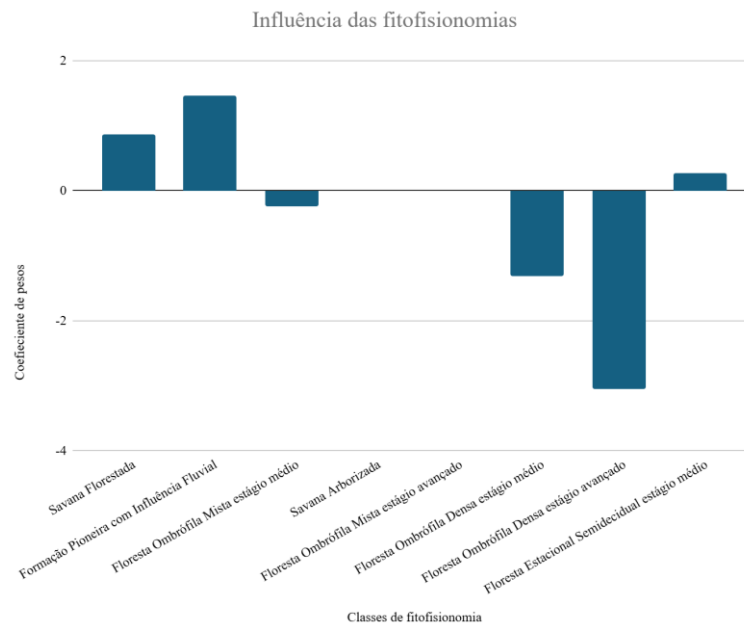


Gráfico 24 - Influência da Fitofisionomia para transição de Vegetação Nativa para Áreas Urbanas e Não Vegetadas



Em relação a variável “Hidrografia”, para a transição de vegetação nativa para Agropecuária, possível ver no Gráfico 25 acima, a hidrografia demonstrou ter um

comportamento negativo somente para a maior faixa de proximidade, de 0 a 200 metros. Para distâncias maiores que 200 metros, a influência se tornou positiva, o que indica a preferência por áreas próximas a corpos d'água. Para mais, no Gráfico 26, que assim como para a transição para agropecuária, a hidrografia apresentou um efeito negativo a supressão destinada a atividades de Mosaico de Usos, para distâncias de 0 a 200 metros. Porém, valores superiores a esta faixa tem uma influência positiva para que ocorra essa conversão, especialmente valores acima de 2000 metros, entretanto, vale ressaltar que a área estudada é bastante abundante em corpo d'água, com mínimas áreas que alcancem essa distância.

Observando o Gráfico 27, assim como nos casos anteriores, a proximidade de 0 a 200 metros da hidrografia se mostrou como um obstáculo para que ocorra conversão para áreas urbanas, porém, para distâncias maiores, a influência foi positiva, com pesos atingindo valores mais altos que as outras transições. Isto sugere que este fator é um indicativo importante para a probabilidade de uma área que sofra supressão seja convertida em áreas urbanas. Os resultados dos gráficos são visíveis a seguir.

Gráfico 25 - Influência da distância da Hidrografia para transição de Vegetação Nativa para Agropecuária

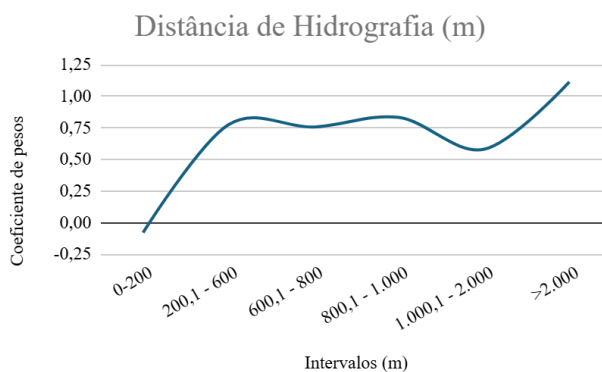


Gráfico 26 - Influência da distância da Hidrografia para transição de Vegetação Nativa para Mosaico de Usos

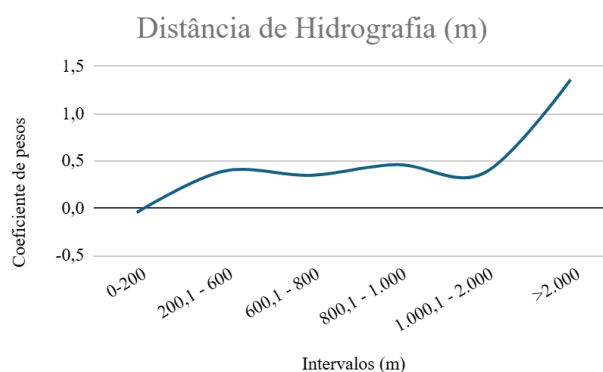
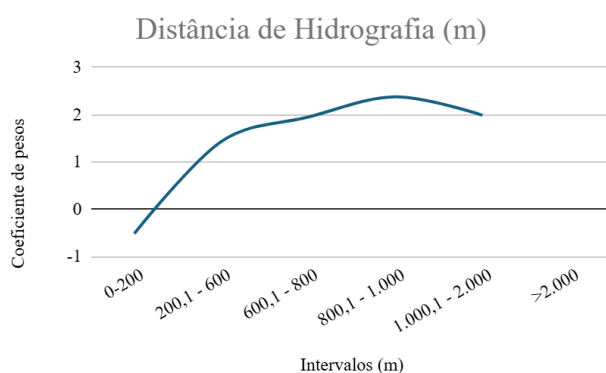


Gráfico 27 - Influência da distância da Hidrografia para transição de Vegetação Nativa para Área Urbana e Não Vegetada



Por último, serão apresentados os resultados obtidos para a influência do tamanho das propriedades, para a transição 1, 2 e 3, respectivamente nos Gráficos 28, 29 e 30. Para a transição 1, visível no Gráfico 28, nota-se que somente as grandes propriedades possuem uma influência contrária à ocorrência deste evento. Todos os outros tamanhos de propriedade possuem uma influência positiva para ocorrer a conversão para agropecuária, com destaque aos minifúndios, ou seja, áreas de até 1 módulo fiscal, sugerindo que este é o que possui maior probabilidade de suprimir mais áreas em busca de expansão. Também, de acordo com o Gráfico 29, o comportamento para transição 2, não se mostrou diferente do comportamento da variável para a transição 1, porém, vale ressaltar que os pesos apresentaram um valor maior, quando comparado a transição anterior, ainda com destaque aos Minifúndios, indicando que quanto menor a classe da propriedade, maior a chance de ser suprimida para conversão em atividades de mosaico de usos.

E, finalmente, em relação ao tamanho das propriedades analisadas para acontecer a transição 3, conforme demonstrado no Gráfico 30, revela comportamento divergente em relação à ocorrência de supressão destinada à conversão para áreas urbanas, quando consideramos médias e grandes propriedades. Enquanto as pequenas propriedades e os minifúndios apresentam influência positiva, sugerindo o aumento da probabilidade de supressão para serem transformados em áreas urbanas e não vegetadas. Esses resultados indicam uma maior vulnerabilidade das áreas ocupadas por minifúndios a processos de urbanização, possivelmente em decorrência de pressões socioeconômicas.

Gráfico 28 - Influência do tamanho das propriedades para transição de Vegetação Nativa para Agropecuária

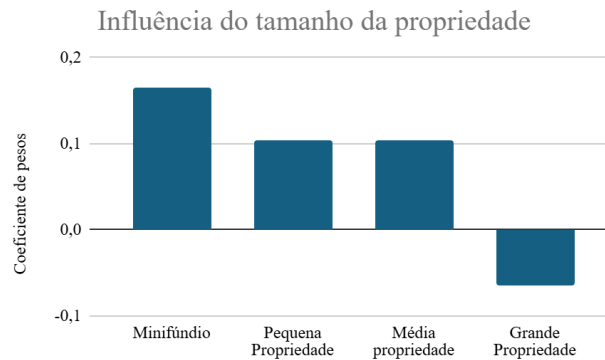


Gráfico 29 - Influência do tamanho das propriedades para transição de Vegetação Nativa para Mosaico de Usos

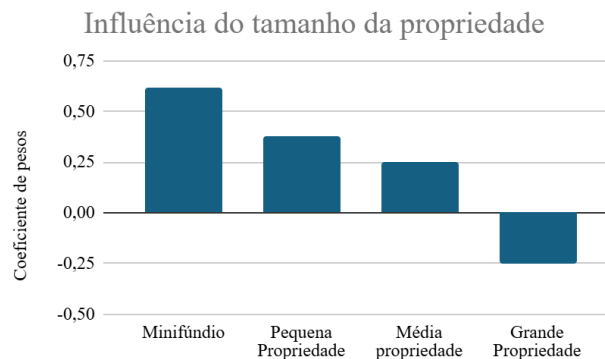
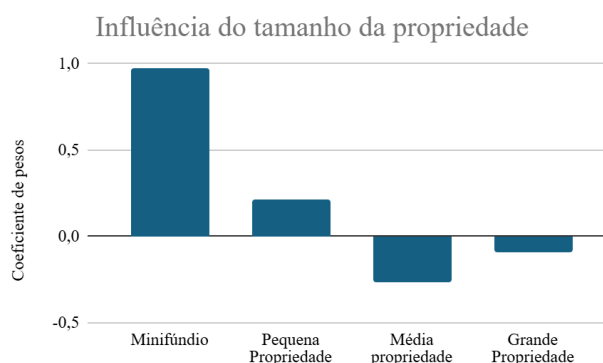


Gráfico 30 - Influência do tamanho das propriedades para transição de Vegetação Nativa para Área Urbana e Não Vegetada



Observando os resultados obtidos para o comportamento das variáveis para as transições da vegetação nativa para outros usos, pode-se destacar inicialmente a importância da proximidade de diferentes classes de uso do solo para ocorrer a supressão. Isto indica uma expansão desses usos a partir de áreas pré-existentes, além da necessidade de conectividade entre estas classes. Para todas as transições, estar próximo de um determinado uso aumenta a probabilidade de que a transição da vegetação nativa ocorra para este mesmo uso. Além disso, as transições para "agropecuária" e "mosaico de usos", são favorecidas pela proximidade de qualquer uma das três classes de uso da terra analisadas, além das três transições serem positivas para áreas muito próximas a estradas e rodovias. Esse padrão reflete a expansão gradual de atividades antrópicas em regiões já modificadas, possivelmente impulsionada por fatores como facilidade de acesso, menor custo de adaptação do terreno, acessibilidade e infraestrutura.

A classe "Mosaico de usos" trata-se de áreas onde não foi possível fazer a diferenciação entre pastagem ou agricultura (IBGE, 2022). Com isso, existe uma dificuldade para estudar essa classe de uso e, por muitas vezes pela característica desta classe, pode apresentar comportamento similar a classe de agropecuária.

Para mais, sabe-se que a agropecuária é um dos principais fatores responsáveis pela supressão. Na região da Bacia do Alto Paranapanema, essa atividade econômica destaca-se como a principal atividade de desenvolvimento local, com ênfase na silvicultura de espécies como eucalipto e pinus, da pecuária e do cultivo de soja, que vem se expandindo nas últimas décadas (Antunes & Borsatto, 2018). No entanto, o fortalecimento de políticas que promovem a preservação ambiental, por meio de criação de reservas legais, delimitação de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e a implementação de instrumentos de fiscalização, como o Auto de Infração Ambiental (AIA) e a Autorização de Supressão Vegetal (ASV), buscam uma

agropecuária praticada de maneira mais sustentável (Brasil, 2012). Isto impacta diretamente a relação da agropecuária com a ocorrência da supressão, o que pode ser um indicativo que, mesmo que a distância desta variável tenha influência positiva para que a supressão ocorra, os pesos apresentados não foram tão altos.

Além disso, apesar da Classe Latossolo apresentar influência positiva para todas as transições, destaca-se o comportamento da classe de pedologia Nitossolo para a transição 2, por apresentar poucas áreas dentro da região estudada e, mesmo com isso, demonstra influência positiva para ocorrer esta conversão. Segundo o Embrapa (*s.d*), este solo, quando associado a baixas declividades e a fertilidade natural, possui alto potencial agrícola, por ser constituído por material mineral, podendo apresentar alta ou baixa fertilidade natural.

Ademais, observa-se que, para a variável do tamanho das propriedades, os minifúndios apresentaram a maior influência positiva para a ocorrência de qualquer uma das transições analisadas, enquanto as grandes propriedades demonstraram influência negativa. Este resultado pode ser explicado, em parte, pela aplicação de legislações ambientais, como a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN), que prevê áreas de Reservas Legais e Áreas de Preservação Permanente (APPs) e tem como principais alvos as grandes propriedades. Essa regulamentação pode restringir a possibilidade de conversão de vegetação nativa em grandes áreas, promovendo maior preservação. Por outro lado, os pequenos produtores podem priorizar a expansão de suas atividades para atender às demandas econômicas e sociais. Para mais, esta legislação também auxilia no entendimento do porquê de a variável de distância de hidrografia apresentar influência negativa para as menores distâncias (Brasil, 2012).

Outra variável importante a ser analisada é a declividade. Em todas as transições, as declividades entre plana e ondulada apresentam aumento na probabilidade para ocorrerem. Para as transições de mosaico de usos e a agropecuária, isto pode ser justificado pelo fato de que áreas mais planas favorecem atividades agrícolas e uso de máquinas agrícolas (Santiago, *et. al.*, 2013).

Por fim, também vale destacar a variável de distância de Unidades de Conservação (UCs) com usos sustentáveis, como uma tendência contrária a ocorrer qualquer uma das transições estudadas. Isto pode indicar como sendo uma ferramenta eficaz para proteção e preservação destes ecossistemas de maneira equilibrada, uma vez que ainda possui uma interação com atividades antrópicas, porém de modo sustentável, sem contribuir para ocorrência de supressões.

4.3. CENÁRIO PARA 2030

O mapa simulado para o ano de 2030 e o mapa observado para o ano de 2020, respectivamente representados na Figura 9 e Figura 10 a seguir.

Figura 10 - Mapa Simulado de Classes de Uso da Terra para 2030

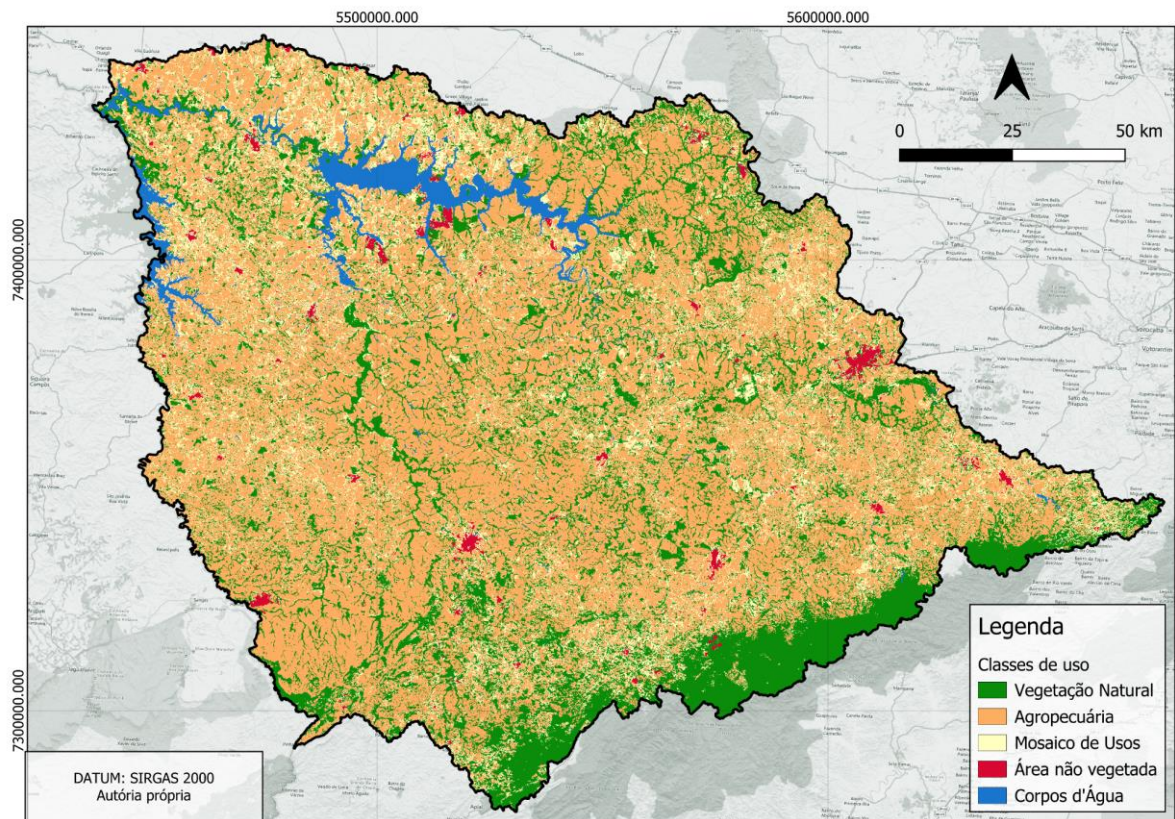
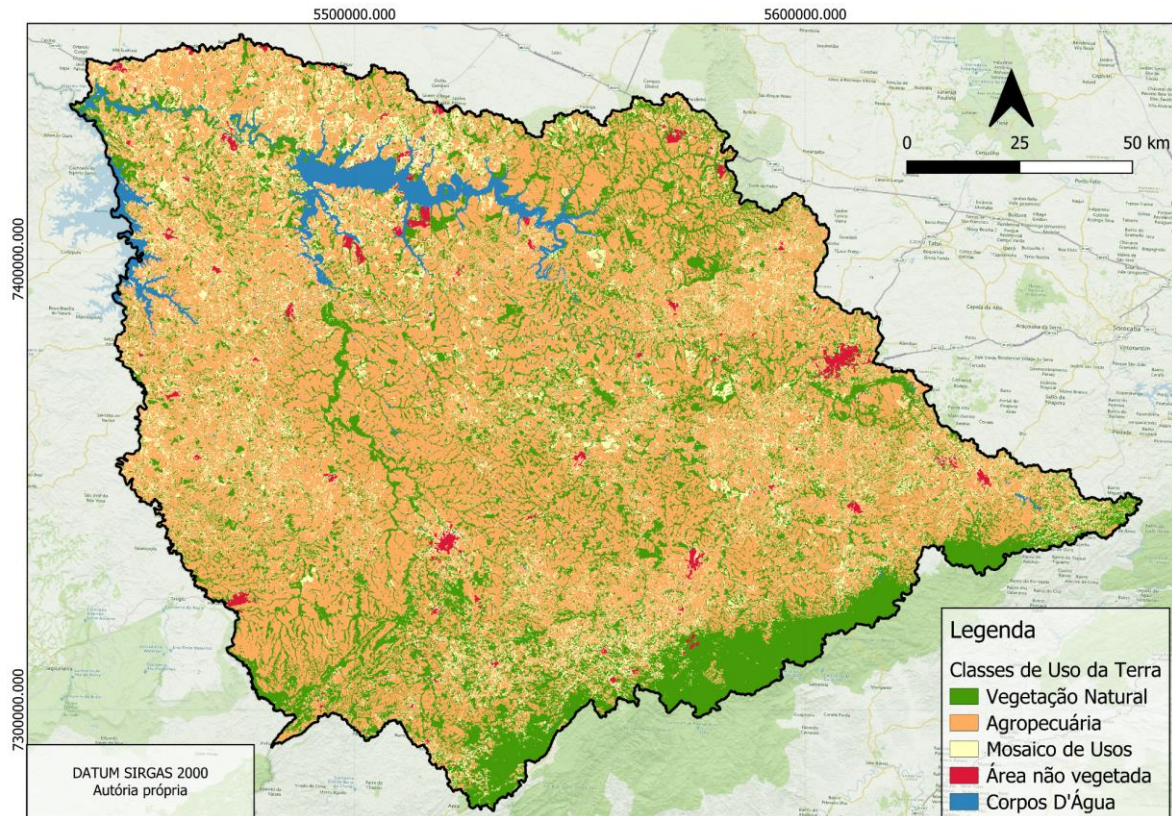


Figura 11 - Mapa Simulado de Classes de Uso da Terra para 2020



É possível observar um aumento de áreas de mosaico de uso de maneira bastante fragmentada por toda a área do mapa, especialmente em áreas que já possuem maior predominância da agropecuária. As regiões onde há a presença de Unidades de Conservação, se mantiveram com poucas alterações visíveis, sendo as regiões ao limite sul e sudeste, norte e noroeste da área estudada, o que indica como uma ferramenta eficaz para frear a supressão.

Para mais, foram calculadas as transições ocorridas de 2010 a 2020 e as transições ocorridas simuladas entre o ano de 2020 e 2030, apresentados em sequência na Tabela 4 e na Tabela 5.

Tabela 4 - Porcentagem de transição de supressão para outra classe ocorrida de 2010 a 2020

Análise de 2010 para 2020		
Transição de	Para	Porcentagem
Vegetação Natural	Agropecuária	0,72%
Vegetação Natural	Mosaico de usos	1,16%

Vegetação Natural	Áreas vegetadas	0,05%
-------------------	-----------------	-------

Tabela 5 - Porcentagem de transição de supressão para outra classe simulada de 2010 para 2030.

Análise de 2020 para 2030		
Transição de	Para	Porcentagem
Vegetação Natural	Agropecuária	1,08%
Vegetação Natural	Mosaico de usos	1,59%
Vegetação Natural	Áreas não vegetadas	0,02%

Na Tabela 5, é possível observar que a atividade com maior potencial, a partir das variáveis estudadas, para ocorrer a transição da vegetação nativa para outro uso, é o Mosaico de Usos. Comparando os resultados apresentados nas duas tabelas, o segundo período analisado, apresentou um potencial de mudança de uso e ocupação da terra de 1,59%, um aumento de 0,43%, quando comparado ao período de 2010 a 2020, para esta classe.

Além disso, a agropecuária também apresentou uma tendência de expansão maior, comparando os dois períodos, onde no primeiro a transição observada foi de 0,72%, enquanto para o período simulado é de 1,08%, ou seja, um aumento de 0,36% entre os dois períodos. O único uso que apresentou uma expansão menor, quando comparado ao intervalo de 2010 a 2020, foi a transição para áreas não vegetadas, que engloba especialmente áreas urbanas. A porcentagem de transição simulada para áreas não vegetadas foi de 0,02%, enquanto para o primeiro período observado, foi de 0,03%, mas é possível notar que já se trata de uma expansão em menor escala, quando contraposto as duas transições anteriores.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A modelagem realizada no Dinamica Ego se mostrou uma boa ferramenta para a caracterização das variáveis e simulação de cenários futuros. Ao que se refere ao estudo de supressão de vegetação nativa, os resultados demonstraram a complexidade dos fatores que influenciam a ocorrência deste evento para as diferentes transições passíveis de ocorrer. Entretanto, também foi evidente que estudar diferentes variáveis pode ser um caminho para identificar áreas prioritárias com risco a sofrerem supressões. A caracterização espacial destas

variáveis possibilitou gerar a simulação de supressão de vegetação nativa para o ano de 2030, considerando tanto as tendências de uso e ocupação da terra quanto o fortalecimento de políticas ambientais.

Analisando os gráficos que demonstraram o comportamento das variáveis, foi possível perceber que os principais destaques são as variáveis que indicam alguma associação a recursos, acessibilidade e infraestrutura, como fatores importantes para aumento da probabilidade de áreas serem suprimidas. Com isso, as variáveis como a proximidade de atividades agropecuárias, mosaicos de usos do solo e proximidade de estradas e rodovias, mostram um comportamento que favorece a conversão de áreas vegetais em usos antrópicos, sendo importantes vetores para ocorrência de supressão. Isto sugere que áreas próximas a atividades antrópicas, tem um risco consideravelmente maior a sofrerem supressão. Contudo, os gráficos também podem indicar que políticas ambientais, como delimitação de Áreas de Proteção Permanente (APPs), Reserva legais, Unidades de Conservação e outros instrumentos de fiscalização são eficientes para o incentivo de práticas mais sustentáveis.

Ainda para mais, a simulação para o ano de 2030 indica que, apesar de políticas ambientais existentes, ainda há a necessidade de direcionar legislações mais eficientes para conter a diminuição da vegetação nativa remanescente, uma vez que foi perceptível a tendência de expansão da agropecuária. Entretanto, para que esta pesquisa obtivesse melhores resultados quanto ao cenário futuro real, seria interessante realizar os cálculos também todas as transições possíveis entre as classes de uso e ocupação da terra estudadas.

6. Referências

ARAGÃO, Tiago Bessa; MARQUES, Eliê Regina Fedel; LIMA, Patrícia Verônica Pinheiro Sales. **AUTO DE INFRAÇÃO AMBIENTAL COMO INSTRUMENTO DE GESTÃO TERRITORIAL: FATORES INTERVENIENTES. REVISTA EQUADOR**, v. 5, n. 4, p. 23-42, 26 ago. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.26694/equador.v5i4.5212>. Acesso em: 15 nov. 2023.

ARRAES, Ronaldo de Albuquerque e.; MARIANO, Francisca Zilania; SIMONASSI, Andrei Gomes. Causas do desmatamento no Brasil e seu ordenamento no contexto mundial. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 50, n. 1, p. 119-140, mar. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s0103-20032012000100007>. Acesso em: 2 jul. 2023.

ANTUNES, Alexander Zamorano; KANASHIRO, Marina Mitsue; ESTON, Marilda Rapp de. Aves registradas em 14 áreas protegidas no interior do estado de São Paulo, Brasil. **Revista do Instituto Florestal**, v. 28, n. 2, p. 135-157, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.24278/2178-5031.201628205>. Acesso em: 3 jul. 2023.

ANTUNES, Wolney Felipe Jr.; BORSATTO, Ricardo Serra. **ESTUDANDO O CONSAD SUDOESTE PAULISTA A PARTIR DA SUA HISTÓRIA E DE UMA MUDANÇA DE CONJUNTURA.** 2018. Disponível em:

https://www.uniara.com.br/legado/nupedor/nupedor_2018/1C/11_Wolney_Junior.pdf. Acesso em: 1 jul. 2023.

Barni, P. E., 2009. Reconstrução e asfaltamento da Rodovia BR-319: efeito “dominó” pode elevar as taxas de desmatamento no Sul do Estado de Roraima. Departamento de Ciências de Florestas Tropicais, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Manaus, Amazonas, Brasil. 136p. (Dissertação de Mestrado).

BARREIRA, Sybelle; SCOLFORO, José Roberto Soares; BOTELHO, Soraya Alvarenga; MELLO, José Márcio de. **Estudo da estrutura da regeneração natural e da vegetação adulta de um cerrado sensu stricto para fins de manejo florestal.** SCIENTIA FORESTALIS, n. 61, p. 64-78, 2002.

BARROS, Lucivaldo Vasconcelos; PAIVA, Rodrigo Oliveira de. A sistematização de informações sobre desmatamento da Amazônia na perspectiva do direito à informação. **Revista de Ciência da Informação**, v. 11, n. 4, 2010.

BONHAM-CARTER, G. F. Geographic information systems for geoscientists: modeling with GIS. Pergamon, New York. Anais...1994.

BRASIL. Presidência da República. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Lei da Proteção da Vegetação Nativa.**

BRAZ, Adalto Moreira; ÁGUAS, Thiago De Andrade; MIRANDOLA GARCIA, Patricia Helena. ANÁLISE DE ÍNDICES DE VEGETAÇÃO NDVI E SAVI E ÍNDICE DE ÁREA FOLEAR (IAF) PARA A COMPARAÇÃO DA COBERTURA VEGETAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO RIBEIRÃOZINHO, MUNICÍPIO DE SELVÍRIA – MS. **Revista Percursos**, v. 7, n. 2, p. 5, 16 dez. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.4025/revpercurso.v7i2.28758>. Acesso em: 24 out. 2023.

COUTINHO, L.M, 2006. O conceito de bioma. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 1, p. 13–23, 2006.

DUARTE, T. E. P. N.; LEITE, L. B. CIDADES MÉDIAS NO CERRADO BRASILEIRO: DESAFIOS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. *Terr Plural*, v. 14, p. 1-7, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.5212/terraplural.v.14.2013420.006>. Acesso em: 9 jul. 2023.

EMBRAPA. **A Embrapa nos biomas brasileiros.** Disponível em <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/82598/1/a-embrapa-nos-biomas-brasileiros.pdf>> Acesso em: 3 Jun.2023.

GAVIOLI, Felipe Rosafa; RESENDE, Angélica Faria de; MOLIN, Paulo Guilherme. ESPACIALIZAÇÃO DAS AUTORIZAÇÕES PARA SUPRESSÃO DE VEGETAÇÃO NATIVA NO ESTADO DE SÃO PAULO E SUA RELAÇÃO COM A PAISAGEM DE ENTORNO. In: ANAIS XX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO,

2023, Florianópolis. Anais XX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Piracicaba: Universidade de São Paulo, ESALQ. p. 2375-2382. ISBN 97865891159049.

GAMA, Luana Helena Oliveira Monteiro *et al.* Modelagem ambiental e uso da inteligência artificial para prognóstico de desmatamento: o caso da Rebio do Gurupi-MA. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 2, p. e13810211609, 7 fev. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i2.11609>. Acesso em: 26 jul. 2024.

HAINES-YOUNG, Roy; POTSCHIN, Marion. Classificação Internacional Comum de Serviços Ecossistêmicos (CICES): Atualização de 2011. p. 3–4, 2011. Disponível em: https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/1_116.pdf. Acesso em: 2 Jul. 2023.

IBF. Instituto Brasileiro de Florestas, 2020. **Bioma Mata Atlântica**. Disponível em: https://www.ibflorestas.org.br/bioma-mata-atlantica?utm_source=google-ads&utm_medium=cpc&utm_campaign=biomas&keyword=biomas%20brasileiros&creative=367877359098&gad=1&gclid=Cj0KCQjwkqSIBhDaARIsAFJANkiH_SMTGPPvmfcnnsysKp5Di1wAio1pdWHhGi9ff87aE6VHQZmMp0YaAuLpEALw_wcB. Acesso em: 9 Jul. 2023.

IBF. Instituto Brasileiro de Florestas, 2020. **Bioma Cerrado**. 2020. Disponível em: <https://www.ibflorestas.org.br/bioma-cerrado>. Acesso em: 9 jul. 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística / CREN - Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2004. **BIOMAS do Estado de São Paulo**. Disponível em: <https://datageo.ambiente.sp.gov.br/app/>. Acesso em: 11 jul. 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **IBGE - Educa**. Disponível em: <https://educa.ibge.gov.br/criancas/brasil/nosso-territorio/19635-ecossistemas.html>. Acesso em: 9 Jul. 2023.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE - Educa | Jovens**. 2023. Disponível em: <https://educa.ibge.gov.br/jovens/conheca-o-brasil/territorio/18307-biomas-brasileiros.html>. Acesso em: 9 jul. 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística Monitoramento da cobertura e uso da terra do Brasil. Rio de Janeiro, 2021. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2101966>. Acesso em 02 nov. 2024.

ICMBio. INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBio, 2021. CERRADO. 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/cerrado>. Acesso em: 9 jul. 2023.

IPA. INSTITUTO DE PESQUISAS AMBIENTAIS, 2020. DATAGEO. Índice de Cobertura Vegetal Nativa por UGRHI com base no Inventário Florestal 2020 [online]. Acesso em 05 de junho de 2023.

IPT. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. **Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (UGRHI 14) 2016-2027 Relatório I - Informações Básicas**. CHB-ALPA. Disponível em:

<<https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents//CBH-ALPA/12024/relatorioalparevisaodezembrov5.pdf>>. Acesso em: 15 May 2023.

FUNDAÇÃO SOS MATA Atlântica. 2021. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/conheca/mata-atlantica/>. Acesso em: 9 jul. 2023.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. ATLAS DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA PERÍODO 1995-2000. [s.l.] **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE**, 2002. Disponível em: <<http://mtc-m12.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/jeferson/2003/06.02.07.45/doc/RelatorioAtlas.pdf>>. Acesso em: 16 jun. 2023.

MENDOZA, Anita Yris Garcia; CAVALCANTE, Felipe Sant'Anna; LIMA, Renato Abreu; LIMA, Janaína Paolucci Sales de. MACROFUNGOS NA AMAZÔNIA BRASILEIRA E IMPORTÂNCIA PARA O MEIO AMBIENTE: UMA REVISÃO INTEGRATIVA. **Revista Valore**, v. 8, 25 mar. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.22408/rev802023751e-8019>. Acesso em: 12 jul. 2023.

MITTERMEIER, Russell A.; FONSECA, Gustavo A. B. DA; RYLANDS, Anthony B.; BRANDON, Katrina. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. 2005.

MOLIN, Paulo Guilherme G.; CHAZDON, R.; FERRAZ, S. F. B.; BRANCALION, P. H. S. A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. **Journal of Applied Ecology**. v. 55, p. 2767-2778, 2018.

MOLIN, Paulo G.; GERGEL, S.E.; SOARES-FILHO, B.S; FERRAZ, Silvio F. B. Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. *Landscape Ecology*, [S.L.], v. 32, n. 4, p. 857-870, 2 fev. 2017.

MYERS, Norman; MITTERMEIER, Russell A.; MITTERMEIER, Cristina G.; FONSECA, Gustavo A. B.; KENT, Jennifer. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

EMBRAPA. NITOSSOLOS - Portal Embrapa. Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/sibcs/classificacao-de-solos/nitossolos>. Acesso em: 2 jan. 2025.

OLIVEIRA, Ademir Kleber Morbeck de; PIRAJÁ, Rennan Vilhema. Análise multitemporal da cobertura vegetal na Bacia Hidrográfica do Córrego Ceroula, Mato Grosso do Sul. *Interações (Campo Grande)*, p. 997-1011, 22 dez. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.20435/inter.v23i4.3023>. Acesso em: 24 nov. 2023.

OLIVEIRA, Emerson. O uso de ferramentas de geoprocessamento de imagens para análise da morfologia da praia de Balneário Piçarras- Santa Catarina. *Metodologias e Aprendizado*, v. 2, p. 174-180, 5 nov. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.21166/metapre.v2i0.1425>. Acesso em: 13 nov. 2023.

PINTO, Luiz Paulo; BEDÊ, Lúcio; PAESE, Adriana; FONSECA, Mônica; PAGLIA, Adriano; LAMAS, Ivana. Mata Atlântica Brasileira: Os Desafios para Conservação da Biodiversidade de um Hotspot Mundial. **Essências em Biologia da Conservação**,

Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura do Solo do Brasil: (Coleção 8), 2023. Disponível em: <https://mapbiomas.org/> Acesso em: Nov. 2023.

RIBEIRO, Milton Cezar; METZGER, Paul; MARTENSEN, *et al.*. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, jun. 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>. Acesso em: 25 jun. 2023.

ROCHA, Genival Fernandes, FERREIRA, Laerte Guimarães, FERREIRA, Nilson Clementino; FERREIRA, Manuel Eduardo. DETECÇÃO DE DESMATAMENTOS NO BIOMA CERRADO ENTRE 2002 E 2009: PADRÕES, TENDÊNCIAS E IMPACTOS. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 63, n. 3, 7 mar. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/rbcv63n3-43744>. Acesso em: 16 jul. 2023.

RODRIGUES, RR et al. 2009. Sobre a restauração de florestas de alta diversidade: 30 anos de experiência na Mata Atlântica brasileira. *Conservação biológica*, v. 142, n. 6, pág. 1242–1251.

SANTIAGO, Cristiane Maria Cordeiro; SALES, Marta Celina Linhares; PAULA, Jorge Eduardo Abreu. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-AMBIENTAL DA BACIA DO RIO SÃO NICOLAU- SEMIÁRIDO PIAUIENSE. **REVISTA EQUADOR**, v. 2, n. 1, p. 118-139, 6 jun. 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.26694/ecuador.v2i1.1035>. Acesso em: 5 dez. 2024.

São Paulo. Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo. Lei nº 13.550, de 2 de junho de 2009. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Cerrado no Estado, e dá providências correlatas.

São Paulo. GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Disponível em: <https://www.saopaulo.sp.gov.br/conhecasp/historia/>. Acesso em: 21 jun. 2023.

SIGRH, Sistema Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos. Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (UGRHI 14) 2016-2027: Relatório I -Informações Básicas. Itapetininga: CBH-ALPA, 2016. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents//CBH-ALPA/12024/relatorioalparevisaodezembro5.pdf>. Acesso em: 15 mai. 2023.

SIGRH, Sistema Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos. CBH-ALPA: Apresentação. 2010. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhalpa/apresentacao>. Acesso em: 21 mai. 2023.

SILVEIRA, Carla Semiramis; SILVA, Viviane Vidal da. Dinâmicas de regeneração, degeneração e desmatamento da vegetação provocadas por fatores climáticos e geomorfológicos: uma análise geocológica através de SIG. **Revista Árvore**, v. 34, n. 6, p. 1025-1034, dez. 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s0100-67622010000600008>. Acesso em: 16 jul. 2023.

SILVA JUNIOR, Celso Henrique Leite; ANDERSON, Liana Oighenstein; ARAGÃO, Luiz Eduardo Oliveira e Cruz; RODRIGUES, Bruno Durão. Dinâmica das Queimadas no Cerrado do Estado do Maranhão, Nordeste do Brasil. *Geography Department University of Sao Paulo*, v. 35, p. 1-14, 24 jul. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/rdg.v35i0.142407>. Acesso em: 29 jun. 2023.

SIMÕES, M.; FERRAZ, R. P. D.; ALVES, A. O. INTEGRIDADE ECOSISTÊMICA A PARTIR DE DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO E REDES BAYESIANAS. **Revista Brasileira de Cartografia**, [S. l.], v. 69, n. 3, 2017. DOI: 10.14393/rbcv69n3-44348. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/44348>. Acesso em: 18 jul. 2023

SLOAN, S.; PELLETIER, J. How accurately may we project tropical forest-cover change? A validation of a forward-looking baseline for REDD. *Global Environmental Change*, v. 22, n. 2, p. 440–453, maio 2012. Acesso em: 18 dez. 2024

SOARES-FILHO, B. S.; Cerqueira, G. C.; Pennachin, C. L. DINAMICA – a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, v. 154, p. 217-235, 2002

SOARES-FILHO, B. S. Impacto da revisão do Código Florestal: como viabilizar o grande desafio adiante? Subsecretaria de Desenvolvimento Sustentável. Secretaria de Assuntos Estratégicos, Governo Federal, Brasil, 2013. 28p. Disponível em: https://www.socioambiental.org/sites/blog.socioambiental.org/files/nsa/arquivos/artigocodigo-florestal_britaldo_soares_sae_2013pdf.pdf. Acesso em: 19 jul. 2023.

SOARES-FILHO, B.S.; RODRIGUES, H.O.; COSTA W.L. **Modeling environmental dynamics with dinamica ego**. Belo Horizonte: Britaldo Silveira Soares-Filho, 2009.

SOUZA, Michel Madureira; COSTA, Luiz Hermes da; CARVALHO, Daniela Antônia Soares de. 2011. UTILIZAÇÃO DE FERRAMENTAS DE GEOPROCESSAMENTO PARA MAPEAR AS FRAGILIDADES AMBIENTAIS NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DIRETA DA UHE DE BELO MONTE, NO ESTADO DO PARÁ. **Revista do Departamento de Geografia**, n. 25, p. 14-15.

SOTHE, Camile; GOETTEN, Luís Cláudio. Infrações Ambientais Constatadas Pela Polícia Ambiental no Litoral Centro-Norte de Santa Catarina. *Floresta e Ambiente*, v. 24, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.017515>. Acesso em: 18 jul. 2023.

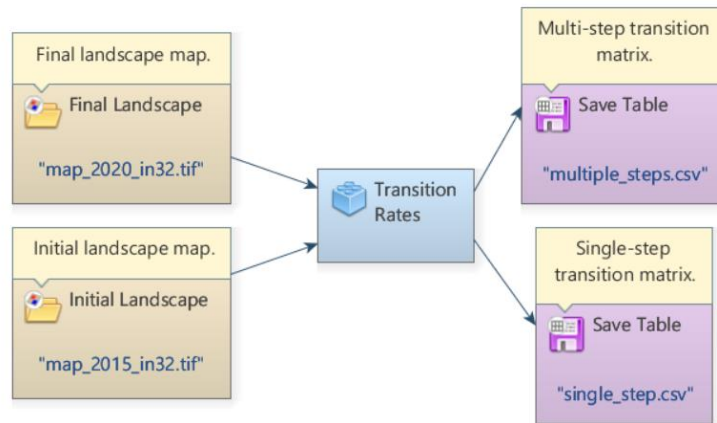
SUAREZ, Alerson Falieri; CANDEIAS, Ana Lúcia Bezerra. MODELAGEM DINÂMICA PARA O USO COBERTURA DO SOLO NA MATA ATLÂNTICA NO MUNICÍPIO DE MARAGOGIPE - BA. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 66, n. 5, 31 out. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/rbcv66n5-44693>. Acesso em: 26 jul. 2024.

TCA SOLUÇÕES E PLANEJAMENTO AMBIENTAL; INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO IPT. Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (UGRHI 14) 2016-2027 Relatório I - Informações Básicas. CPH-ALPA: [s. n.], 2016. 243 p.

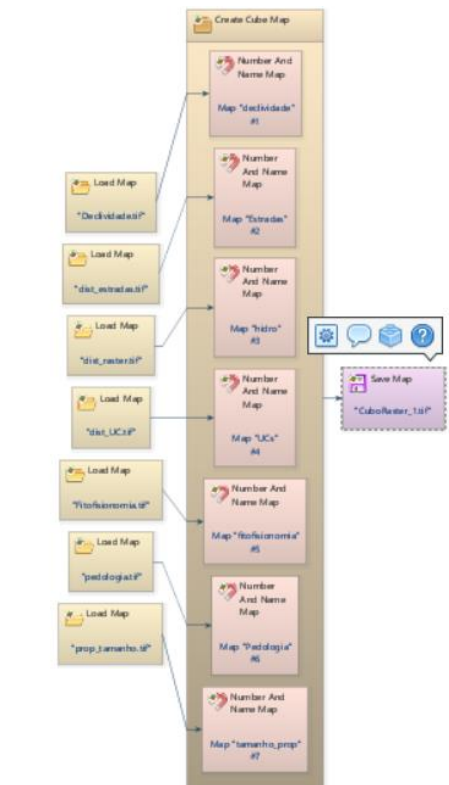
ANEXOS

As figuras apresentadas a seguir são capturas de tela das interfaces referente às etapas de modelagem no Dinamica EGO.

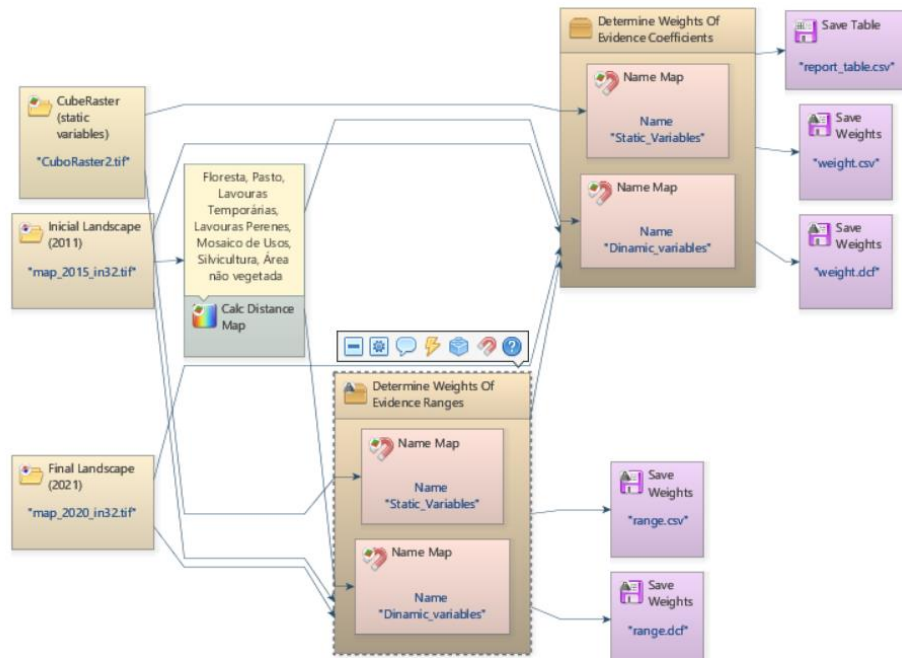
Anexo 1 - Matriz de Transição



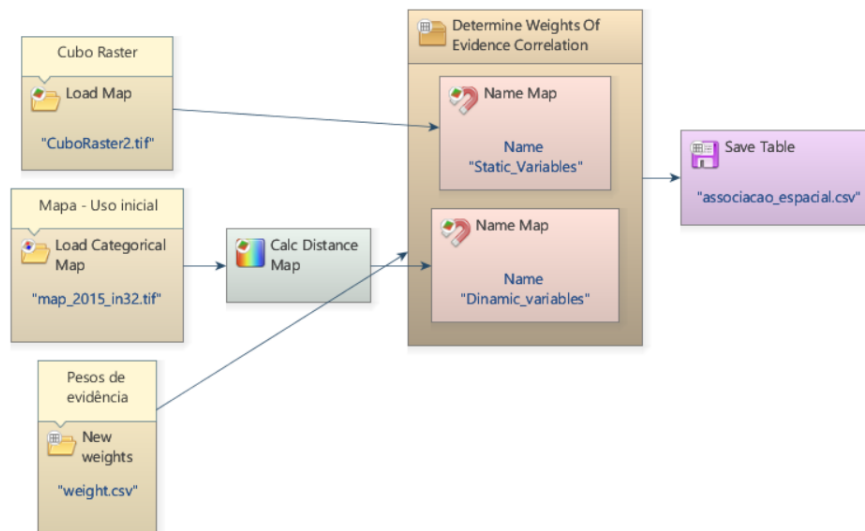
Anexo 2 - Geração do Cubo Raster



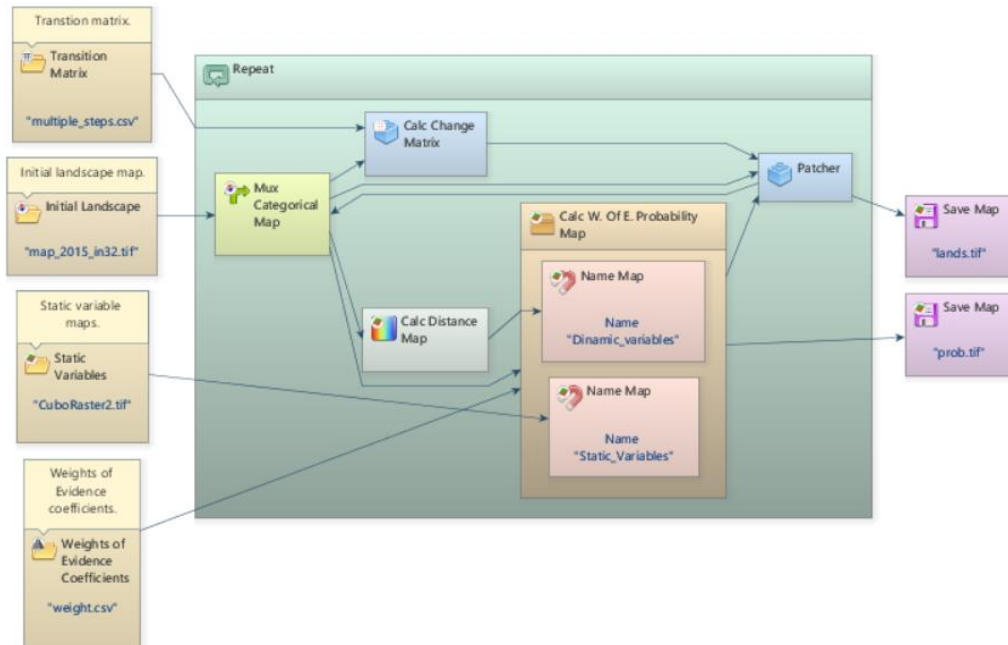
Anexo 3 - Cálculo de Pesos de Evidências



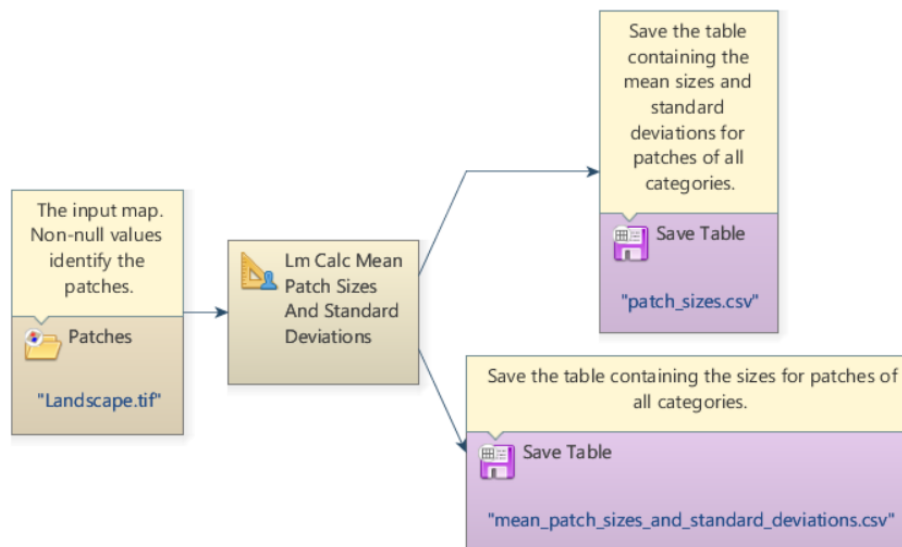
Anexo 4 - Cálculo de índices de associação espacial entre variáveis



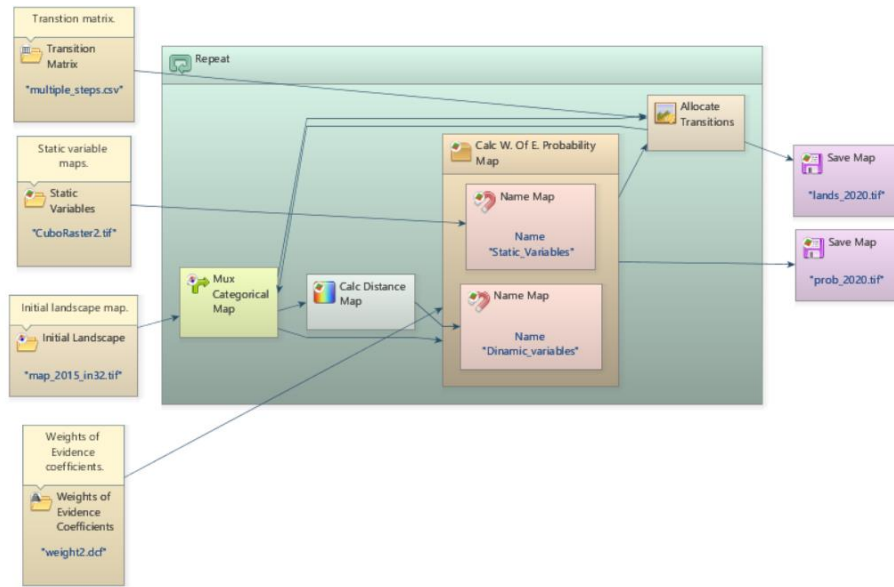
Anexo 5 - Geração de mapas de uso do solo simulados e mapas de probabilidades



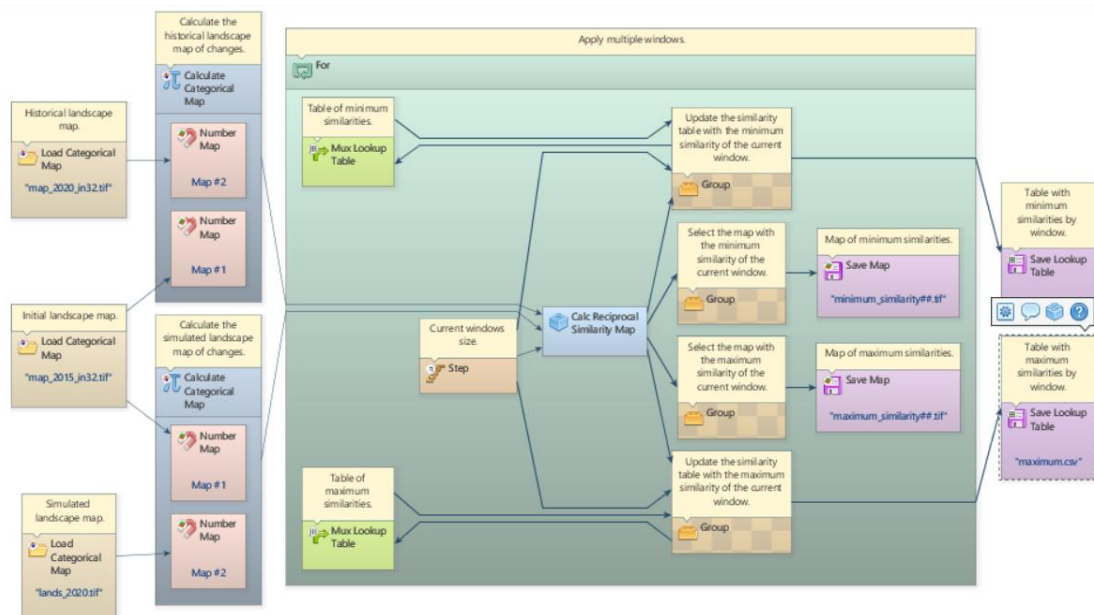
Anexo 6 - Submodelos para geração de parâmetros internos para *expander*



Anexo 7 - Parametrização do Algoritmo *expandr*



Anexo 8 - Validação por comparação de similaridade



Anexo 9 - Geração de mapa de uso da terra simulado para o ano de 2030

