



Modelagem Dinâmica Espacial das Mudanças de Uso e Cobertura da Terra na Região Hidrográfica da Baía da Ilha Grande-RJ: um Enfoque Sobre Comunidades Tradicionais e Unidades de Conservação

Spatial Dynamic Modeling of Land Use and Land Cover Change in the Ilha Grande Bay Watershed – Rio de Janeiro, Brazil: A Focus on Native Communities and Conservation Units

Teule Lemos Branco ¹, Cláudia Maria Almeida ² e Cristiane Nunes Francisco ³

¹ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Coordenação-Geral de Ciências da Terra, S. J. Campos, Brasil. teulemos@gmail.com
ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6825-2499>

² Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Coordenação-Geral de Ciências da Terra, S. J. Campos, Brasil. claudia.almeida@inpe.br
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6523-3169>

³ Universidade Federal Fluminense, Instituto de Geociências, Departamento de Análise Ambiental, Niterói, Brasil.
cristianenf@id.uff.br
ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8688-9810>

Recebido: 02.2021 | Aceito: 08.2021

Resumo: O objetivo deste trabalho é analisar a influência das Unidades de Conservação (UCs) e das comunidades tradicionais no processo de mudança de uso e cobertura da terra na Baía da Ilha Grande ao longo dos anos de 2013 a 2018, por meio de modelagem dinâmica espacial. Para realizar a modelagem, foi utilizada a plataforma Dinamica EGO, que realiza simulação de uso e cobertura da terra com o método de pesos de evidência e é baseada no paradigma de autômatos celulares. Foi realizada a simulação espacial para doze unidades hidrológicas de planejamento, dando-se ênfase à observação das taxas de transição e aos pesos atribuídos para as variáveis de UCs e comunidades tradicionais. Nas UCs de Proteção Integral, foi observado um padrão de pesos negativos para as transições de desflorestamento e urbanização, ao passo que as UCs de Uso Sustentável indicam pressão antrópica sobre os ambientes naturais costeiros. As comunidades tradicionais apresentam dinâmicas próprias em seus territórios, sendo observado que os mesmos desfavorecem a urbanização no interior de seus limites. O modelo de Bayes foi capaz de simular os processos de mudança de uso e cobertura na área de estudo, e os resultados por ele produzidos podem ajudar na gestão da mesma. Os pesos atribuídos para as variáveis categóricas de UCs revelam como estas se comportam para determinadas transições, e as simulações por eles ajustadas produziram Índices de Similaridade *Fuzzy* satisfatórios. Este trabalho permitiu o entendimento das dinâmicas que ocorrem no interior de UCs e comunidades tradicionais, o que poderá auxiliar na elaboração de diretrizes para o planejamento territorial e ambiental.

Palavras-chave: Dinâmica da Paisagem. Políticas Públicas. Áreas Protegidas.

Abstract: This work is committed to analyze processes of land use and land cover change in the Ilha Grande Bay Watershed, located in Rio de Janeiro State, southeast of Brazil, from 2013 to 2018, by means of spatial dynamic modeling, with a focus on the role of native communities and conservation units. For this purpose, the Dinamica EGO modeling platform was used, which is designed to simulate land use and land cover change (LUCC) employing the Bayesian weights of evidence method for parameterization and relying on the cellular automata paradigm. Spatio-temporal analyses of LUCC were carried out for twelve sub-watersheds, which are known as planning hydrological units in Brazil, laying emphasis on the transition rates and weights assigned to the native communities and conservation units. In the Fully Protected Conservation Units, a trend of negative weights assigned to deforestation and urbanization transitions was observed. On the other hand, the Sustainable Use Conservation Units revealed a great pressure on the natural coastal environments, where human occupation is prevailing. The native communities present peculiar dynamics within their territories, which mostly prevent urbanization processes to occur. The adopted Bayesian method was able to describe and simulate LUCC in the study area, and its results may support related management initiatives. The weights assigned to the conservation units unravel their behavior with respect to the concerned transitions, and the simulation results yielded satisfactory Fuzzy Similarity Indices. This work enabled the understanding of dynamics occurred within conservation units and native communities, meant to help the formulation of guidelines for land and environmental planning.

Keywords: Landscape Dynamics. Public Policies. Protected Areas.

1 INTRODUÇÃO

As interferências antrópicas modificam não só as características biofísicas dos ambientes, mas também a dinâmica e os processos ambientais. Além disso, essas mudanças são acarretadas principalmente pelos interesses econômicos, que determinam quais são as atividades prioritárias e os locais de interesse. Existe uma relação entre a problemática ambiental e as políticas públicas, já que para atender às demandas da sociedade, que são contextualizadas no espaço e no tempo, é necessária uma intervenção político-administrativa (PECCATIELLO, 2011). Desta forma, a implementação de políticas públicas para a criação e gestão de áreas de interesse socioambiental torna-se necessária, pois estas guardam grande parte da biodiversidade ambiental e sociocultural.

O Brasil é conhecido por sua grande biodiversidade e abundância de ambientes com natureza exuberante. Estes ambientes, entretanto, têm sido comprometidos pelos modelos de desenvolvimento, que produzem crescimento econômico em detrimento da natureza, ameaçando cada vez mais os processos ecológicos e os seres vivos. As políticas públicas ambientais no país vêm sendo criadas desde a década de 1930, com o intuito de gerir e planejar os espaços nacionais, a fim de preservar os ambientes naturais e seus processos ecológicos (PECCATIELLO, 2011). Entretanto, apenas no ano de 2000 foi instituída uma lei única, englobando aspectos de criação e gestão de áreas protegidas. A Lei n.º 9.985/2000 cria o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), estabelecendo critérios e normas para a implantação e gestão de Unidades de Conservação, que correspondem a espaços territoriais e seus recursos ambientais com características relevantes legalmente instituídas pelo poder público (BRASIL, 2000).

O SNUC foi um grande marco político, pois estabeleceu e definiu categorias para as Unidades de Conservação (UCs) e sistematizou o seu processo de criação. Desta forma, são divididas em dois grupos: (a) Unidade de Proteção Integral, que tem como objetivo preservar a natureza com o mínimo de interferência humana e uso indireto dos recursos naturais; (b) Unidade de Uso Sustentável, que objetiva a interação entre o ser humano e o ambiente natural de forma mais equilibrada através da conservação da natureza, com uso dos recursos naturais de maneira consciente. Também engloba a participação da sociedade no processo da criação destas áreas, através da construção participativa do Plano de Manejo da UC, que estabelece seu zoneamento e suas normas (BRASIL, 2000).

O país também tem uma diversidade cultural considerável, onde se encontram diferentes populações que preservam os hábitos e tradições antigas, denominadas como comunidades tradicionais. O conhecimento tradicional está ligado ao saber e ao saber fazer, em relação à natureza, concebidos na esfera da sociedade não urbana/industrial, e é transmitido de forma oral de geração em geração (VIANNA, 2004). Podemos exemplificar esses povos tradicionais como os ribeirinhos, indígenas, quilombolas, caiçaras, seringueiros, quebradeiras de babaçu, entre muitos outros. A luta pela visibilidade e pelo direito a suas terras sempre existiu, entretanto, apenas em 2007, foi criado o Decreto n.º 6.040/2007 (BRASIL, 2007), que institui a Política Nacional de Povos e Comunidades Tradicionais. Este dispositivo normativo estabelece acordo entre o poder público e esses povos, evidenciando o comprometimento do Estado em assumir a biodiversidade étnica como realidade social brasileira, estipulando diretrizes e objetivos que possibilitem que as políticas do governo brasileiro se adequem para atender às demandas dessas populações (SILVA, 2007).

A Mata Atlântica é um bioma de importância mundial, considerado como um “*hotspot*”, em vista do endemismo de espécies e da elevada perda de habitats, muitos deles ameaçados (MYERS et al., 2000). Além disso, devido ao fato de a maior parte da população brasileira estar inserida neste bioma, a disputa territorial acirra as questões fundiárias, impactando a demarcação de terra das comunidades tradicionais. Assim, o monitoramento de uso e cobertura da terra nessa região é importante, pois são necessárias informações que permitam gerenciar o espaço, a fim de superar problemas, como crescimento urbano espontâneo ou desordenado, deterioração da qualidade ambiental, perda de terras agrícolas privilegiadas e perda dos habitats da vida selvagem.

O sensoriamento remoto fornece constantemente dados sobre a superfície terrestre, e o uso das imagens digitais possibilita a observação e a avaliação das transformações biofísicas do planeta. O mapeamento de uso

e cobertura da terra tem sido utilizado para entender a dinâmica da paisagem, a mudança temporal do estado de uso e cobertura e processos socioambientais. A mudança de uso e cobertura da terra é decorrente de fatores biofísicos e socioeconômicos, sendo responsável por significativos impactos em curto e longo prazo, resultando em problemas ambientais, como desertificação, mudanças climáticas e perda da biodiversidade (BRIASSOULIS, 2000). Como o uso da terra é definido pela necessidade do ser humano, os fatores que promovem esta mudança estão ligados a decisões e políticas públicas. As oportunidades e restrições de uso são criadas pelos mercados e políticas que, cada vez mais, são influenciadas por fatores globais, e os eventos biofísicos extremos ocasionalmente promovem mudanças ou alterações nos ambientes naturais (LAMBIN et al., 2001).

Computar essas mudanças tem se tornado uma ferramenta de apoio à gestão, a fim de entender os processos que ocorrem e que ocorreram, e, assim, dar subsídios à simulação de cenários futuros através da modelagem de uso e cobertura da terra. Esta técnica consiste em usar representações das mudanças de uso e cobertura da terra, a fim de explorar a sua dinâmica, entender os fatores responsáveis pelas mesmas e simular cenários futuros (VERBURG et al., 2006). Desta forma, para a gestão pública, a modelagem fornece informações sobre os agentes responsáveis pelas mudanças, os locais onde elas ocorrem e o quanto está sendo alterado. A partir disso, é possível traçar políticas públicas e estratégias, a fim de gerir as áreas de interesse socioambientais de forma concisa e eficiente.

Modelos de mudança de uso e cobertura da terra oferecem a possibilidade de testar a sensibilidade de padrões de uso, a partir das mudanças das variáveis ou forçantes, e são capazes de promover informações sobre o comportamento do sistema sob determinadas condições de contorno (VELDKAMP; LAMBIN, 2001). Segundo Verburg et al. (2006), esses modelos têm diversas utilidades e geralmente são utilizados para fornecer suporte à decisão no contexto de ações e políticas públicas. Frequentemente, são empregados para prever futuras configurações dos padrões de uso e cobertura da terra, baseados em diversos cenários ambientais e socioeconômicos.

Os modelos dinâmicos espaciais, ou espacialmente explícitos, que incorporam a dimensão espacial, geralmente são representados por uma estrutura de grade regular quadriculada (células), formando um espaço celular. Esse tipo de representação é a base dos modelos de autômatos celulares (*cellular automata* - CA), e segundo Wolfram (1983), os CAs são idealizações matemáticas de sistemas, nas quais o espaço e tempo são discretos, com uma variável discreta em cada célula. O estado do CA é especificado pelas variáveis de cada célula e evolui em passos de tempo, em que o valor da variável em uma célula é afetado pelas suas células vizinhas. As variáveis são atualizadas com base nos valores prévios da célula, da sua vizinhança e de acordo com um conjunto de regras predefinidas.

Mas et al. (2014) realizaram uma comparação entre quatro modelos matemáticos baseados nas mudanças de uso e cobertura da terra. Esses modelos analisam mapas de duas datas, a fim de identificar os padrões e processos das mudanças (tipos e taxas de transição), e estimam as relações dessas transições com variáveis explicativas (ou explanatórias), obtendo mapas com o grau de potencialidade (ou probabilidade) de uma transição de uso e cobertura da terra ocorrer espacialmente. A partir desses mapas, os modelos fazem uso de diferentes técnicas para alocar, no espaço e ao longo do tempo, uma certa quantidade dessas mudanças, produzindo mapas simulados de uso e cobertura da terra.

O Dinamica EGO utiliza a cadeia de Markov para obter a quantidade de mudanças, bem como os autômatos celulares para reproduzir os padrões dessas mudanças a partir dos mapas de probabilidades, que são calculados pelo método estatístico de pesos de evidência (BONHAM-CARTER, 1994; SOARES-FILHO et al., 2002). Este modelo foi aplicado em diversos estudos, como na modelagem de área urbanas (ALMEIDA et al., 2003; DELANEZE et al., 2014; MAITHANI et al., 2018), na criação de cenários de uso e cobertura da terra para ambientes montanhosos (CHENG et al., 2020) e para biomas brasileiros (MACEDO et al., 2013; SUAREZ; CANDEIA, 2014), na simulação de desflorestamento (PIONTEKOWSKI et al., 2019; STAN; SANCHEZ-AZOFEIFA, 2019), e na criação de cenários futuros baseados em ações governamentais (DIB et al., 2020; TROUPIN; CARMEL, 2016). Também foram feitos trabalhos acoplando as saídas dos mapas de uso e cobertura da terra com outros modelos para estimar processos ecológicos no futuro, como níveis de nutrientes e sedimentos (LACHER et al., 2019), estimativas de perda de solo (MARTINS, 2020) e análises econométricas

de impactos ambientais (MACEDO et al., 2014; 2016).

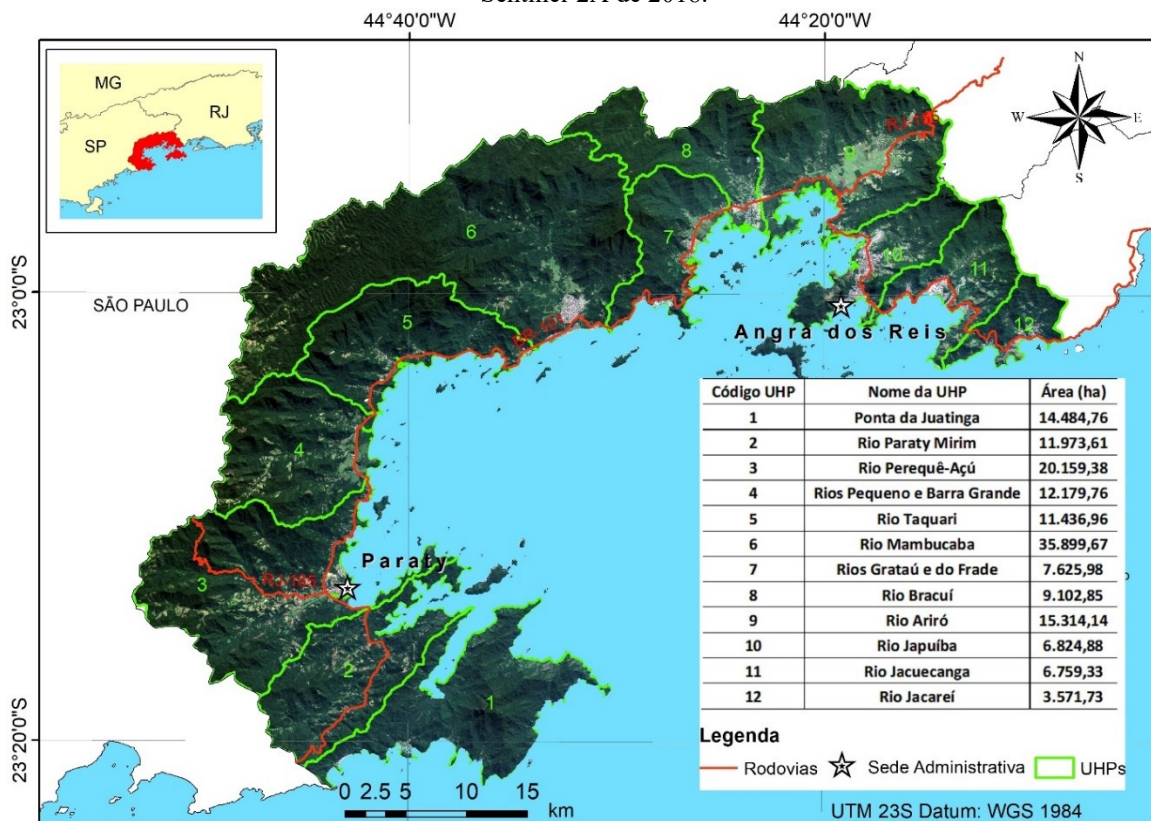
As mudanças nas políticas públicas de preservação da natureza influenciam as dinâmicas de uso e cobertura da terra. Neste contexto, o objetivo deste trabalho é analisar a influência de UCs e comunidades tradicionais no processo de mudança de uso e cobertura da terra na Baía da Ilha Grande, entre os anos de 2013 e 2018, por meio de modelagem dinâmica espacial. É esperado, assim, que as UCs e os territórios indígenas e quilombolas, instituídos a partir de políticas públicas, sejam propulsores de processos de regeneração da natureza e inibidores de processos de desflorestamento e urbanização.

2 REGIÃO HIDROGRÁFICA DA BAÍA DA ILHA GRANDE – RJ

A Região Hidrográfica da Baía da Ilha Grande no Rio de Janeiro, localizada no sul do estado, é uma região caracterizada pela presença de praias e cachoeiras, apresentando diversos ecossistemas, como o mangue e a floresta ombrófila. Corresponde à microrregião da Região da Costa Verde, compreendendo os municípios de Angra dos Reis e Paraty. Representada na Figura 1 (22°50' - 23°20' S, 44°00' - 44°45' W), possui área de 1.543 km² e um litoral continental de 400 km. Os municípios de Angra dos Reis e Paraty abrigam o total de 210.171 e 44.175 habitantes, respectivamente, sendo que a maioria vive na área urbana (IBGE, 2021).

Além da Ilha Grande, existem centenas de outras ilhas menores. Contudo, neste trabalho, apenas o ambiente continental é estudado. Foi adotada a divisão por bacia hidrográfica (Unidade Hidrológica de Planejamento – UHP) de acordo com o Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica da Baía da Ilha Grande (PRH-BIG), realizado pelo Comitê de Bacia Hidrográfica da Baía da Ilha Grande (CBH-BIG). As UHPs são regiões hidrográficas dos principais rios da região, sendo adotadas pelo CBH-BIG como unidades de planejamento, e foram definidas de acordo com a homogeneidade de condições físicas, socioeconômicas e político-administrativas (CBH-BIG, 2020). Desta forma, foram definidas 12 bacias principais (UHPs). São elas: (1) Ponta da Juatinga; (2) Rio Paraty-Mirim; (3) Rio Perequê-Açú; (4) Rios Pequeno e Barra Grande; (5) Rio Taquari; (6) Rio Mambucaba; (7) Rios Grataú e do Frade; (8) Rio Bracuí; (9) Rio Ariró; (10) Rio Japuiba; (11) Rio Jacuecanga e (12) Rio Jacareí.

Figura 1 - Mapa da área de estudo. Mosaico de imagens R(B4) G(B3) B(B2) Sentinel-2A de 2018.



Fonte: Os autores (2021).

Angra dos Reis e Paraty têm uma história semelhante, no que diz respeito aos ciclos de urbanização que ocorreram ao longo do tempo. Somente na segunda metade do século XX, com a construção de estradas, inicia-se a circulação de veículos na região, o que impulsiona o crescimento urbano (ABREU, 2005; UERJ, 2010). A partir de então, ocorre um investimento do Estado na região, principalmente em Angra dos Reis, com a construção do Porto de Angra (1930-1945), do Estaleiro Verolme (1956-1960), da Usina Nuclear (1972) e do Terminal de Petróleo (1977), e a implementação da Rodovia BR-101, trecho do Rio de Janeiro a Santos, na década de 1970 (ABREU, 2005). Estes empreendimentos mudam a dinâmica social de Angra dos Reis e Paraty, interferindo no uso e cobertura da terra e, conseqüentemente, nos processos ecológicos.

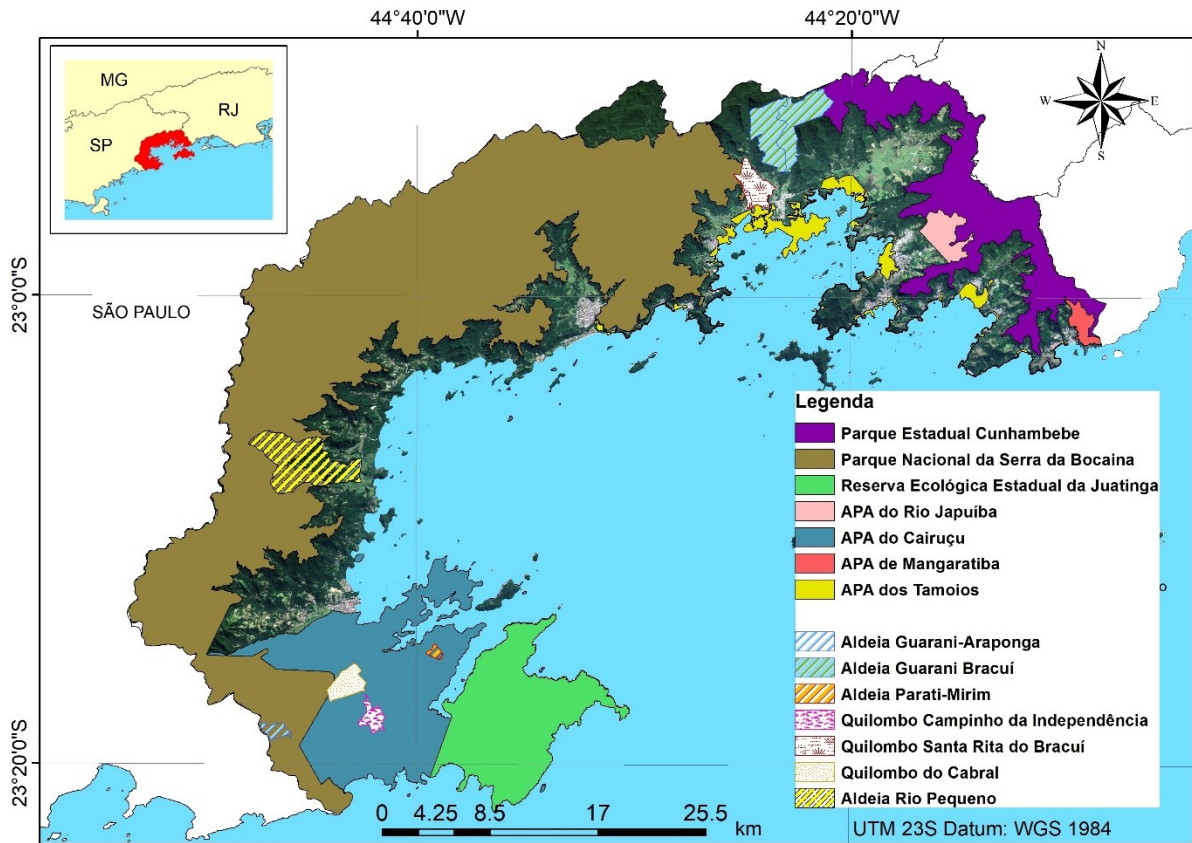
Segundo Abreu (2005), a perspectiva de uma aptidão para o setor turístico foi imposta por agentes externos, com base na potencialidade dos recursos naturais para o acúmulo de capital turístico imobiliário. Desta forma, investimentos menores, que aprimorassem a rede viária preexistente, poderiam otimizar um desenvolvimento local com dinâmicas preestabelecidas, entretanto, a indústria turística não encontraria uma base tão firme. Já a população caiçara, que até então tinha uma vida adaptada às características naturais da região, depois da construção da Rio-Santos, passa a viver o assédio dos turistas e imobiliárias, vendendo suas terras, tornando-se marginalizada e perdendo sua relação com a natureza (VIANNA, 2004).

A ocupação antrópica encontra-se nas áreas costeiras, devido às condições do relevo, causando desta forma maior pressão em ambientes como manguezais e restingas. Os recursos paisagísticos ilustram este ambiente natural, que por sua vez impõe restrições à ocupação e uso do solo. Conflitos socioambientais surgem em decorrência do avanço urbano, devido à pressão imobiliária em áreas frágeis e em áreas onde se localizam grupos socialmente excluídos, que não têm acesso à infraestrutura (ABREU, 2005). A valorização imobiliária de Angra dos Reis, bem como suas restrições impostas pelo relevo estabeleceram uma ocupação urbana nas encostas, onde a maioria das pessoas é de baixa renda. Sendo assim, a população sem escolha e oportunidade de moradia se expõe a riscos, tornando-se vulnerável a desastres ambientais, como deslizamentos de terra.

As mudanças mais expressivas na região resultam da alteração de antigas áreas agropecuárias e espaços naturais, além da ocupação desordenada das áreas protegidas, que é influenciada pelo aumento da demanda dos serviços do setor turístico, com implantação de condomínios, hotéis, marinas e casas de veraneio. A bacia apresenta muitos ambientes naturais conservados, devido à presença de UCs e ao relevo acidentado, que dificulta a ocupação antrópica. Dentre as UCs que compreendem o ambiente continental, são de Uso Sustentável a Área de Proteção Ambiental (APA) de Mangaratiba, APA do Caiçu, APA dos Tamoios e a APA do Rio Japuiba. As UCs de Proteção Integral são o Parque Estadual Cunhambebe, Parque Nacional da Serra da Bocaina (PNSB) e a Reserva Ecológica Estadual da Juatinga, representadas na Figura 2.

Além disso, a área é caracterizada pela presença de diversas comunidades tradicionais, sendo elas caiçaras, quilombolas e indígenas. Existem quatro Aldeias Indígenas, sendo três demarcadas, Parati-Mirim, Guarani Bracuí e Guarani-Araponga, e Rio Pequeno (ainda não demarcada). Fazem parte dos territórios quilombolas da região o Quilombo do Campinho da Independência, Quilombo Santa Rita do Bracuí e Quilombo do Cabral, sendo que este último ainda não tem suas terras homologadas pelo INCRA. Os caiçaras são reconhecidos como o povo nativo da região, e o legado de sua ancestralidade integra a zona costeira, preservando a cultura da pesca e do mar. Infelizmente, vivem em conflitos com diversos atores da sociedade, tendo sido seu território na região parcialmente ocupado pelo setor imobiliário e do turismo. Trindade é uma comunidade caiçara tradicional, que está inserida dentro do PNSB, e vivencia questões conflituosas com os gestores do parque devido às restrições que as UCs implementam (IBAMA, 2002; ICMBIO, 2018).

Figura 2 - Mapa com UCs e comunidades tradicionais, sobreposto a um mosaico de imagens R(B4) G(B3) B(B2). Sentinel-2A de 2018.



Fonte: Os autores (2021).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

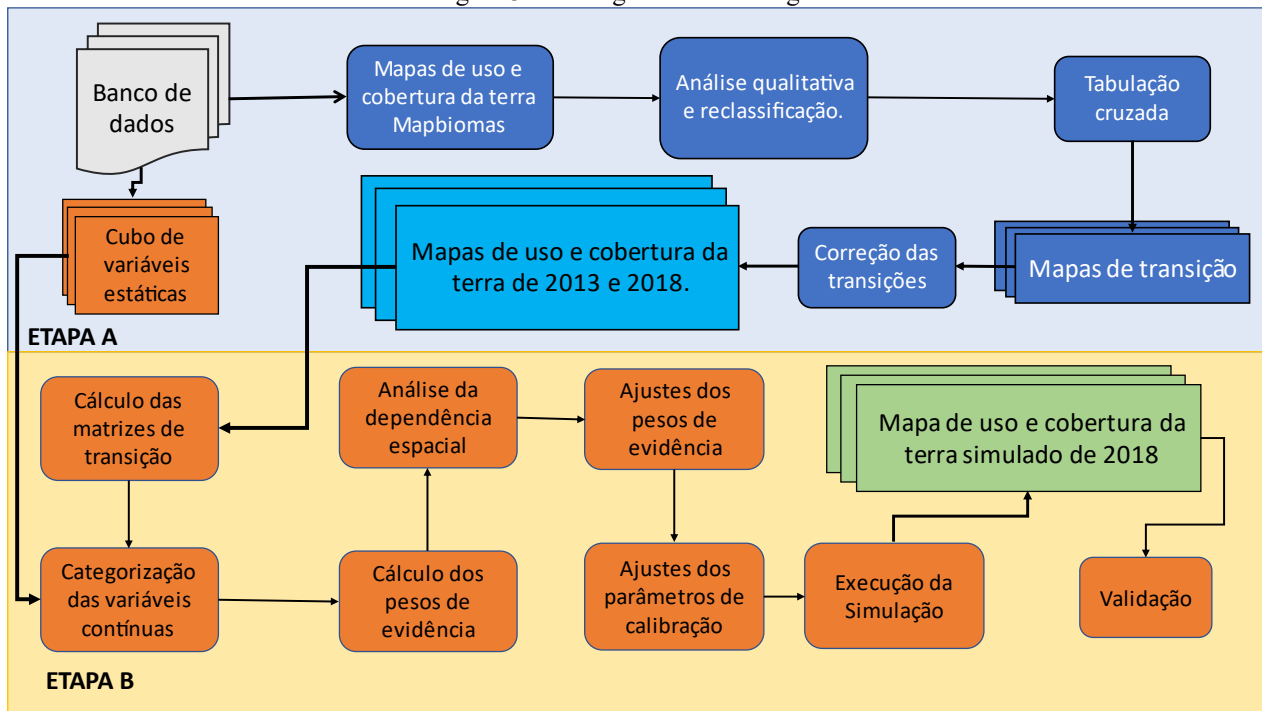
3.1 Desenvolvimento metodológico

Este trabalho foi efetuado em duas etapas, representadas pelo fluxograma da Figura 3:

a) Montagem do banco de dados e análise: Nesta etapa, foi elaborado o banco com os dados necessários para a simulação, com os mapas de uso e cobertura da terra e das variáveis explicativas. Efetuou-se uma análise qualitativa dos mapas de uso e cobertura da terra, a fim de promover a reclassificação das classes. A partir daí, foi realizada a tabulação cruzada para avaliar as transições de uso e cobertura, e a correção das transições equivocadas.

b) Simulação da mudança de uso e cobertura da terra: Nesta etapa, foram executadas a calibração, parametrização e validação da simulação das mudanças de uso e cobertura da terra. Assim, foram gerados mapas simulados da paisagem, a partir dos mapas de uso e cobertura da terra dos anos inicial e final (2013 e 2018).

Figura 3 – Fluxograma metodológico.



Fonte: Os autores (2021).

3.2 Mapas de uso e cobertura da terra

Os dados de uso e cobertura da terra são provenientes da Coleção 4 do Projeto MapBiomas, que utiliza os dados das Coleções 1 a 4 registradas pelos sensores Thematic Mapper (TM), Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+), e Operational Land Imager and Thermal Infrared Sensor (OLI-TIRS), a bordo dos satélites Landsat 5, Landsat 7 e Landsat 8, respectivamente. As imagens ópticas destes sensores possuem resolução espacial de 30 m, sendo que o processamento e classificação das mesmas foram realizados no Google Earth Engine (MAPBIOMAS, 2019).

Com o objetivo de realizar a reclassificação das classes, foi feita uma análise qualitativa dos mapas de uso e cobertura, visando entender o que cada classe do MapBiomas estaria representando no mundo real, a fim de não se incorrer em análises equivocadas por conta de erros de classificação. Desta forma, baseando-se no ano de 2018, foi realizada uma comparação entre os mapas de uso e cobertura da terra e as imagens do Google Earth, que têm melhores resoluções espaciais que as imagens do Landsat.

Foi observado que a classe Mosaico de Agricultura e Pastagem mostrou-se muito peculiar no mapeamento, pois envolveu tanto áreas com uma pastagem com vegetação mais arbustiva, como também área de uso residencial em bairros rurais. A diferença entre esta classe e a de Pastagem é que a última classifica áreas com uma superfície de vegetação rasteira ou locais de solo exposto, dificilmente classificando assentamentos rurais. A reclassificação e descrição das classes são apresentadas no Quadro 1.

Com base na reclassificação dos mapas de uso e cobertura da terra, foi conduzida uma operação de tabulação cruzada, a fim de se obter os mapas de transição entre as classes. Para cada transição, foi verificada a plausibilidade de sua ocorrência na realidade, e assim, retiraram-se as transições equivocadas, que são decorrentes do processo de classificação. A partir disso, foi possível gerar mapas de uso e cobertura da terra com as classes representativas da área e apenas com as transições que realmente ocorrem no mundo real.

Desta forma, foram estipuladas as seguintes regras: (a) a classe Infraestrutura Urbana não transita para nenhuma outra, uma vez que áreas urbanizadas são áreas consolidadas; (b) a classe Mosaico de Usos não transita para Pastagem, pois se entende que a transição Pastagem para Mosaico de Usos pode significar uma mudança da pastagem para ocupação de bairros rurais, mas o contrário não ocorre, posto que o Mosaico de Usos não pode virar Pastagem, uma vez ocupado; (c) as classes Corpos d'Água, Afloramento Rochoso e Outros não transitam para nenhuma classe, e tampouco nenhuma classe transita para elas.

Quadro 1 - Reclassificação do MapBiomas.

Classes MapBiomas	Reclassificação	Descrição da Reclassificação
Formação florestal	Formação Florestal	Vegetação arbórea/arbustiva.
Floresta plantada		
Apicum		
Mangue	Mangue	Formações florestais densas, frequentemente inundadas pelas marés.
Pastagem	Pastagem	Áreas de pastagens relacionadas com a atividade agropecuária.
Agricultura anual		
Mosaico de pastagem e agricultura	Mosaico de Usos	Áreas de uso residencial e agropecuário, mistura entre superfícies vegetadas e não vegetadas.
Infraestrutura urbana	Infraestrutura Urbana	Áreas urbanizadas com predomínio de superfícies não vegetadas.
Outras áreas não vegetadas	Outros	Superfícies não permeáveis na linha de costa, predominantemente cordões rochosos.
Outras formações naturais não florestais		
Afloramento rochoso	Afloramento Rochoso	Rochas naturalmente expostas sem cobertura de solo e declive elevado.
Rio, lago ou oceano	Corpos d'Água	Praias, faixas de areia e oceano.
Praia ou duna		

Fonte: Os autores (2021).

3.3 Modelagem de uso e cobertura da terra

A simulação de uso e cobertura da terra foi realizada no *software* livre Dinamica EGO, uma plataforma baseada em CA, criada pelo Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais, CSR-UFGM (RODRIGUES et al., 2007). Compreende as etapas de parametrização, calibração e validação do modelo. A plataforma permite que se faça a simulação para sub-regiões dentro da área de estudo, através da ferramenta “*Regionalize*”. Desta forma, foi possível desenvolver modelos regionalizados para as 12 UHPs, o que permitiu uma análise mais detalhada.

3.3.1 PARAMETRIZAÇÃO

Esta etapa se inicia com o cálculo das matrizes de transição global e anual, que são obtidas a partir dos mapas de uso e cobertura da terra inicial e final. A matriz global fornece as taxas de transições para todo o período de simulação (2013-2018), e a matriz anual, as taxas de transição para cada passo de tempo (um ano), que consiste na decomposição ano a ano da matriz global. No programa, as matrizes de transição são calculadas através de um modelo markoviano, e a matriz anual é a derivação da matriz global, ergódica, obtida pela relação entre os autovetores e autovalores da matriz global. Uma matriz é dita ergódica quando há um número finito de estados, sua dinâmica é aperiódica e não há estados absorventes. Esta derivação está descrita na Eq. (1) (BELL; HINOJOSA, 1977).

$$MT = H * V^{\frac{1}{n}} * H^{-1}, \quad (1)$$

em que MT é a matriz de transição anual; H são os autovetores da matriz de transição global; V são os autovalores da matriz de transição global; n é o número de passos de tempo especificado pelo usuário, e H^{-1} é a matriz inversa dos autovetores da matriz global.

O próximo passo é calcular os mapas de probabilidade das transições, baseado no modelo de probabilidade condicional de Bayes, em que se assume que a probabilidade de ocorrer um evento é determinada em função da presença ou ausência de uma evidência ou variável explicativa (BONHAM-CARTER, 1994). A probabilidade de ocorrer uma transição em vista da presença de uma evidência, ou, em termos concretos, a probabilidade de ocorrer um desmatamento em vista da proximidade às áreas urbanas, é dada pela Eq. (2).

$$P(A/b) = \frac{P(A \cap b)}{P(b)} = \frac{P(A) \cdot P(b/A)}{P(b)}, \quad (2)$$

em que $P(A/b)$ é a probabilidade condicional de ocorrência da transição A , dada a variável explicativa ou evidência b . De forma semelhante, pode-se obter uma equação para a probabilidade de ocorrência do evento A , dada a ausência da evidência b . Caso se crie uma razão entre a probabilidade de um evento vir a ocorrer, pela probabilidade de sua não ocorrência, isto é, pela probabilidade complementar, tem-se o que se convencionou denominar *odds* (BONHAM-CARTER, 1994), descrita pela Eq. (3). Substituindo-se o *odds* nesta equação, obtém-se a Eq. (4).

$$\frac{P(A/b)}{P(\bar{A}/b)} = \frac{P(A).P(b/A)}{P(\bar{A}).P(b/\bar{A})}, \quad (3)$$

$$O(A/b) = O(A) \cdot \frac{P(b/A)}{P(b/\bar{A})}, \quad (4)$$

em que A é o evento; b é a variável explicativa; O é o *odds*, e $P(b/A)/P(b/\bar{A})$ é a razão de suficiência (LS). Este método utiliza os logaritmos naturais do *odds*, calculando assim o logaritmo natural de ambos os lados da Eq. (5). Tem-se que o $\log_e LS$ é denominado peso positivo de evidência (em inglês, *positive weight of evidence* – W^+), expresso na Eq. (5).

$$\text{logit}(A/b) = \text{logit}(A) + W^+. \quad (5)$$

O método de Bayes pode combinar os pesos de evidência de diversos mapas, e estes pesos são calculados para cada mapa independentemente, sendo, por fim, combinados em uma única equação, que é a simplificação do modelo e parte do pressuposto de que as variáveis são espacialmente independentes entre si.

Desta forma, para entrar com essas informações na plataforma, é necessário montar um cubo de dados com os mapas de variáveis explicativas estáticas, que serão utilizadas para calcular os pesos de evidência. Assim, obtém-se pesos positivos de evidência para cada nível (ou intervalo discreto) de cada uma das variáveis explicativas estáticas e dinâmicas e para cada transição. As variáveis dinâmicas representam as distâncias às classes de uso e cobertura da terra do mapa inicial, sendo recalculadas a cada passo de tempo, visto que, como as classes sofrem mudança em seus estados ano a ano, as distâncias a essas classes são correspondentemente atualizadas. A ferramenta “*Regionalize*” fornece parâmetros de modelagem customizados para cada sub-região, gerando matrizes de transição e arquivos de pesos individualizados para cada UHP (SOARES-FILHO et al., 2009).

3.3.1.1 Variáveis utilizadas no modelo

O modelo faz uso de dois tipos de variáveis explicativas: (a) as dinâmicas, que são sempre contínuas, representadas sob a forma de grades numéricas de distâncias, e (b) as estáticas, que são subdivididas em contínuas (como distâncias a rodovias ou hidrografia, mapas de declividade, altimetria etc.) e discretas (como tipos de UCs etc.), expressas sob a forma de mapas temáticos. A escolha das variáveis explicativas a serem utilizadas no modelo é feita com base na *expertise* do analista e na literatura consultada, visando avaliar se elas influenciam os processos de transição de uso e cobertura da terra. A base de dados contendo as variáveis estáticas está descrita no Quadro 2, totalizando 14 variáveis, que são *layers* matriciais com a resolução de 30 m. A variável UC foi categorizada em: Uso Sustentável; Proteção Integral, e sem UCs, e a variável comunidades tradicionais foi categorizada em: terras indígenas, quilombos, e sem comunidades.

Após criadas as variáveis, elas foram agrupadas em um único arquivo matricial, de formato Ermapper, gerando um cubo de dados. A partir desse cubo, é possível categorizar (ou discretizar) as variáveis contínuas, para que elas sejam divididas em intervalos, e a estes possam ser atribuídos os pesos de evidência. Esta etapa é feita na própria plataforma Dinamica EGO, que consiste em um fatiamento com base em um algoritmo de generalização de linhas (GOODACRE et al., 1993).

Este algoritmo adota alguns parâmetros, como o incremento, que corresponde ao intervalo cumulativo no eixo das abscissas (x), pertencente a um gráfico que definirá as faixas de fatiamento (*ranges*) das variáveis contínuas, tendo no eixo das ordenadas (y) o produto do valor do incremento pelo número de Euler elevado ao peso positivo de evidência (calculado para o respectivo incremento). O incremento pode ser a própria resolução espacial em grades de distância ou valores múltiplos da mesma, e nos demais casos, é um valor para o qual as mudanças de uso e cobertura da terra tornam-se sensíveis. Neste trabalho, adotou-se um valor de 30 m para todas as variáveis de distância; 3 m para altimetria, e 3% para declividade.

Quadro 2 – Descrição das variáveis estáticas.

Descrição e escala	Tipo	Fonte	Variável derivada
Rodovias (1:25.000)	Vetorial (linhas)	IBGE (2017)	Distância a Rodovias Principais Pavimentadas; Distância a Rodovias Principais Não Pavimentadas; Distância a Rodovias Secundárias (municipais)
Arruamento (1:25.000)	Vetorial (linhas)		Distância a Arruamento
Trilha Picada (1:25.000)	Vetorial (linhas)		Distância a Trilha Picada
Hidrografia (1:25.000)	Vetorial (linhas)	Adaptado de IBGE (2017)	Distância a Hidrografia
Estrutura Náutica	Vetorial (pontos)	INEA (2015)	Distância ao Estaleiro Verolme; Distância aos Portos
Usinas Nucleares	Vetorial (pontos)	ANEEL (2018)	Distância a Usinas Nucleares
Unidades de Conservação	Vetorial (polígono)	INEA (2019)	Unidades de Conservação (discreta), Distância a UCs de Uso Sustentável; Distância a UCs de Proteção Integral
Comunidades Tradicionais	Vetorial (polígono)	OTSS (2020)	Comunidades Tradicionais (discreta)
Modelo Digital de Elevação	Matricial (30 m)	TOPODATA - VALERIANO (2008)	Altimetria
Declividade (%)	Matricial (30 m)		Declividade

Fonte: Os autores.

Os parâmetros seguintes referem-se aos deltas mínimo e máximo, que representam, respectivamente, os valores inicial e final dos *ranges* dados em número de células. Por fim, o último parâmetro diz respeito ao ângulo de tolerância, formado por duas tangentes, sendo a primeira definida entre o ponto anterior e o ponto atual de análise, e a segunda tangente entre o ponto atual e o ponto candidato, pontos estes pertencentes ao gráfico de definição das faixas de fatiamento. Como a definição dos *ranges* pelo número de células é incerta, optou-se pela definição com base no ângulo de tolerância. Assim, a fim de neutralizar a primeira análise, estipularam-se valores neutros de delta, sendo 1 para o mínimo, e o número total de *pixels* da área de estudo para o delta máximo. O ângulo de tolerância, cujo intervalo ótimo oscila de 4° a 7°, foi configurado em 5° para todas as variáveis contínuas, estáticas e dinâmicas.

A plataforma contém uma ferramenta chamada “*Select*”, permitindo que o usuário mude parâmetros durante a execução da simulação, ou seja, ela possibilita que haja mudanças nas matrizes de transição, no cubo de variáveis e nas suas configurações, bem como nos arquivos de pesos de evidência. Com base nesta funcionalidade, criou-se um cubo de dados para o intervalo de tempo de 2013 a 2016, e outro para o intervalo de 2016 a 2018, em que houve mudanças nas condições de algumas rodovias, passando de não pavimentadas para pavimentadas a partir do ano de 2016.

3.3.2 CALIBRAÇÃO

Esta etapa compreende selecionar o melhor conjunto de variáveis de entrada, bem como os parâmetros internos do programa, para produzir um ajuste otimizado entre a simulação e a realidade (ALMEIDA et al., 2005). Como o teorema de Bayes parte da pressuposição de que as evidências são independentes entre si, é necessário realizar uma análise de associação ou dependência espacial de forma pareada entre as variáveis. Para isso, são utilizados o Coeficiente de Cramer e o Índice de Incerteza da Informação Conjunta (*Joint Information Uncertainty* - JIU). Assim, no caso de pares de variáveis que apresentam valores maiores que 0,5 para estes coeficientes, deve ser selecionada apenas uma delas, sendo preferencialmente aquela com maior

poder explicativo.

O próximo passo trata de ajustar os algoritmos de transição “*Expander*” e “*Patcher*”. O primeiro é responsável pela expansão ou contração de manchas existentes para uma determinada classe de uso e cobertura da terra. O segundo é designado a gerar novas manchas, buscando reproduzir a estrutura da paisagem observada (SOARES-FILHO et al., 2002). Desta forma, os parâmetros internos a serem calibrados são: (a) proporção de cada algoritmo de transição; (b) tamanho médio de mancha em hectares; (c) variância do tamanho de mancha em hectares, e (d) Índice de Isometria (ISI) das manchas de cada algoritmo.

O ISI representa um valor numérico, o qual é multiplicado pelo valor de probabilidade das oito células da janela de vizinhança 3x3, utilizada pelos algoritmos de transição antes da sua aplicação. Quanto mais elevado é o valor do índice, mais compactas serão as manchas produzidas, e, de forma oposta, quanto mais próximo de zero, mais dendríticas (fragmentadas) serão elas (XIMENES et al., 2008). Esses valores foram estipulados através da análise visual dos mapas de transição, com base em procedimentos heurísticos (tentativa e erro) e análise de sensibilidade, mudando-se os parâmetros e observando-se o respectivo impacto no resultado final.

3.3.3 VALIDAÇÃO

Para verificar se os modelos elaborados refletem ou não a realidade, é necessário conduzir testes estatísticos para a validação espacial do modelo. Esta validação deve ser feita em um contexto de vizinhança, pois mesmo que os mapas simulado e real não sejam coincidentes célula a célula, o modelo ainda pode apresentar padrões espaciais similares aos observados na realidade. A plataforma Dinamica EGO emprega o Índice de Similaridade *Fuzzy* (ISF), criado por Hagen (2003). Este índice estabelece métricas de similaridade entre dois mapas por meio de janelas de vizinhança de tamanhos diferentes.

A classe da célula central de uma janela no mapa 1 é verificada em relação à janela correspondente (localizada na mesma área) no mapa 2. Caso a classe em questão também seja encontrada na posição central dentro da janela no mapa 2, a métrica é definida como sendo 1 (100% semelhante). Caso a classe se encontre dentro da janela no mapa 2, mas não na célula central, a métrica de similaridade é penalizada em função da menor ou maior distância desta célula em relação à célula central, de acordo com a fórmula $2^{-d/2}$, sendo d a distância unitária medida entre os centroides de duas células, para o caso de decaimento exponencial. Isto é chamado de imprecisão de localização (*fuzzyness of location*).

Por outro lado, se o decaimento constante for adotado, então a similaridade permanece 1 para qualquer posição da célula dentro da janela. A similaridade decai para zero, caso a classe esperada não seja encontrada dentro da janela no mapa 2, para ambos os tipos de decaimento – exponencial e constante. Os valores de métricas de similaridade obtidos para todas as janelas são ponderados pela média aritmética para todo o mapa, e a comparação é feita em ambas as direções ("similaridade bidirecional"), ou seja, mapa 1 em relação ao mapa 2, e mapa 2 em relação ao mapa 1.

O ISF originalmente criado por Hagen (2003) compara o mapa real do tempo final do período de simulação (mapa 1) com o mapa simulado para a mesma data (mapa 2). O ISF adaptado pelo CSR-UFMG, implementado no Dinamica EGO (SOARES-FILHO et al., 2009), utiliza dois mapas-diferença para comparação, que são gerados a partir da subtração, inicialmente, entre o mapa inicial e o mapa final real de uso e cobertura da terra (mapa 1), e em um segundo momento, entre o mesmo mapa inicial de uso e cobertura da terra e o mapa final simulado (mapa 2). Cabe ressaltar que não apenas esta estatística de concordância baseada em janelas contextuais multirresolução é utilizada, mas a morfologia resultante do mapa simulado é igualmente considerada do ponto de vista qualitativo (visual) para a validação do modelo.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

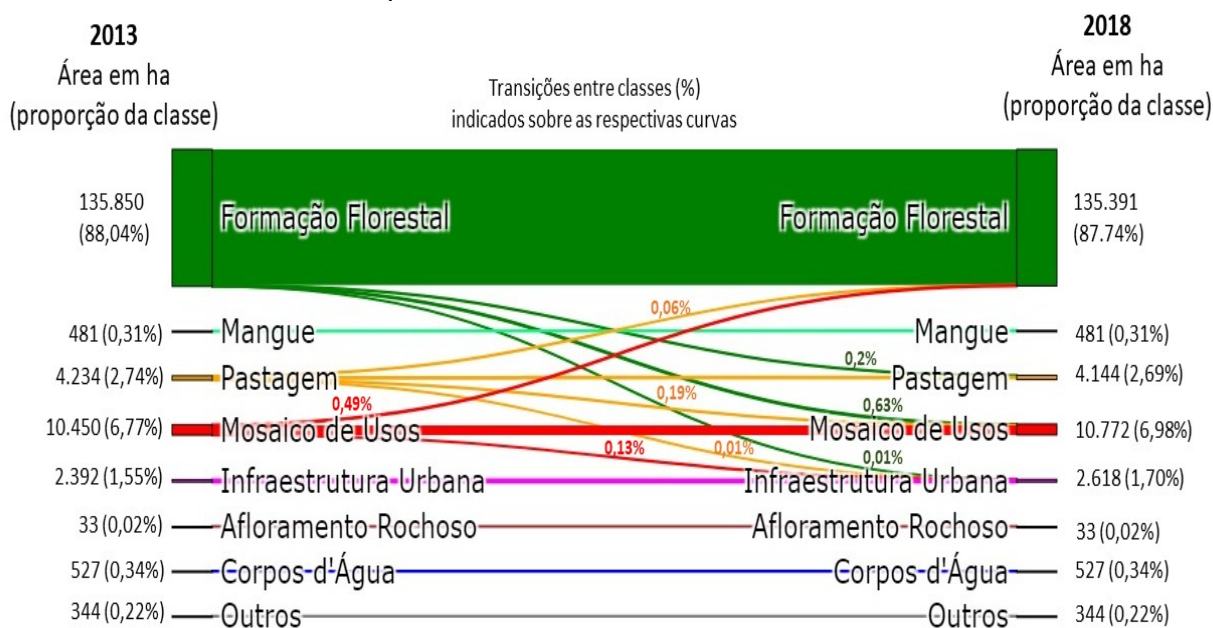
4.1 Análise das transições de uso e cobertura da terra

Foi realizada a simulação de mudanças de uso e cobertura da terra para cada UHP da Região Hidrográfica da Baía da Ilha Grande, dando-se ênfase à observação das taxas de transição e aos pesos atribuídos

para as variáveis de UCs e comunidades tradicionais. As variáveis que apresentam pesos negativos são interpretadas como um fator contrário à transição, enquanto o peso positivo é um agente propulsor para a ocorrência da transição. Serão tratadas como transições de desflorestamento todas aquelas em que há a substituição da classe Formação Florestal para outra classe, ao passo que o reflorestamento é o oposto, no qual a classe de destino é Formação Florestal. As transições de urbanização são todas aquelas que têm como destino a classe Infraestrutura Urbana.

A Figura 4 representa o diagrama de Sankey das mudanças entre as classes de uso e cobertura da terra para os anos de 2013 a 2018. A figura mostra a área em hectares para cada classe nos respectivos anos inicial e final deste período, bem como a proporção da área da classe em relação à superfície total da área de estudo (154.311 ha). A classe Formação Florestal é predominante na paisagem, evidenciando a conservação dos ambientes naturais na área de estudo, e apresenta uma diminuição de 459 ha de 2013 a 2018, respondendo este decréscimo por 0,30% da superfície total da área de estudo. Assim, essa classe representa 88,04% da superfície total em 2013, e 87,74% em 2018. As classes Mosaico de Usos e Infraestrutura Urbana tiveram aumento das suas áreas em 2018, 322 ha (0,21%) e 226 ha (0,15%), respectivamente. Os valores percentuais das transições entre as classes podem ser observados sobre as linhas do diagrama, sendo a maior conversão a da classe Formação Florestal para Mosaico de Usos (0,63%), seguida da transição Mosaico de Usos para Formação Florestal (0,49%).

Figura 4 – Diagrama de Sankey das mudanças entre classes de uso e cobertura da terra para toda a área de estudo de 2013 a 2018.



Fonte: Os autores (2021).

A partir das matrizes de transição, foi obtido um valor percentual (taxa) para cada transição que ocorre em cada UHP ao longo dos cinco anos, representadas na Tabela 1. Pode ser observado que as menores taxas de desflorestamento são da UHP 1, região mais isolada da área de estudo, onde em alguns lugares só é possível acesso por trilha ou barco. As UHPs onde estão localizadas as sedes municipais de Paraty e Angra dos Reis (UHPs 3 e 10, respectivamente) apresentam maiores taxas para a transições de desflorestamento, mostrando a influência da proximidade aos centros urbanos neste processo. As menores taxas de reflorestamento são observadas nas UHPs 9, 10 e 11, correspondentes a bacias próximas à sede de Angra do Reis, enquanto as maiores taxas estão na UHP 2, que não registra a classe Infraestrutura Urbana.

As transições de urbanização, partindo da classe Pastagem e Formação Florestal, têm maiores valores na UHP 10, e partindo de Mosaico de Usos, na UHP 8, mostrando que o município de Angra dos Reis está em processo de urbanização atualmente, e que a proximidade aos empreendimentos da região (Estaleiro Verolme e Usina Nuclear) é impulsionadora desta mudança. Também se pode observar uma taxa alta para a urbanização

partindo de Mosaico de Usos na UHP 5, que se encontra em processo de urbanização intenso mais recentemente.

Nas UCs de Proteção Integral, pode ser observado um padrão de pesos negativos para as transições de desflorestamento e urbanização. Isto pode estar relacionado tanto com as medidas e ações de conservação que fazem parte da gestão dessas áreas, como com a localização dessas UCs, que se caracterizam por áreas de elevadas altitudes e declividades, onde as mudanças de uso são mais difíceis de ocorrerem. Nas transições para Formação Florestal (reflorestamento), a maioria das UHPs que contém UCs de Proteção Integral apresentou valores positivos elevados, e quando valores de pequena monta ocorrem, positivos ou negativos, estes não excedem a 0,5. Apenas a UHP 11 apresentou pesos negativos expressivos (p. ex., -8,27), mostrando que, nesta UHP, o reflorestamento não aconteceu dentro dos limites de UCs de Proteção Integral, muito provavelmente devido ao fato de que as áreas no interior dessas UCs já se encontram bem preservadas. De qualquer forma, a criação dessas UCs influencia o território sem UCs, alterando a dinâmica de uso, já que nas áreas protegidas há restrições de ocupação.

Tabela 1 - Taxas de transição das UHPs. Valores em azul correspondem às menores taxas da transição, e em vermelho, às maiores.

		Taxa de cada UHP (%)											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Desflorestamento	Formação Florestal – Pastagem	0,02	0,24	0,34	0,34	0,10	0,32	0,06	0,08	0,32	0,13	0,22	0,12
	Formação Florestal – Mosaico de Usos	0,28	0,58	0,85	1,04	0,63	0,47	0,50	0,65	1,09	1,49	1,37	1,01
Reflorestamento	Pastagem – Formação Florestal	1,83	3,82	3,32	1,50	4,38	2,09	2,30	2,11	0,96	1,36	1,06	1,88
	Mosaico de Usos – Formação Florestal	9,21	16,15	9,05	6,91	11,17	7,40	6,78	6,88	3,92	3,49	3,30	7,20
Urbanização	Pastagem – Infraestrutura Urbana	0,00	0,00	0,41	0,00	0,00	0,31	0,00	0,00	0,02	2,29	0,00	0,73
	Mosaico de Usos – Infraestrutura Urbana	0,26	0,00	2,03	0,43	5,28	1,74	0,87	7,13	0,42	3,31	3,07	3,48
	Formação Florestal – Infraestrutura Urbana	0,00	0,00	0,01	0,00	0,03	0,01	0,00	0,02	0,001	0,18	0,04	0,06
Mosaico	Pastagem – Mosaico de Usos	7,45	6,83	6,18	6,01	6,68	10,89	5,24	8,77	5,15	7,83	8,78	8,45

Fonte: Os autores (2021).

As UCs de Uso Sustentável, principalmente a APA dos Tamoios, mostram que há pressão sobre os ambientes naturais costeiros, visto que são locais de maior ocupação na área de estudo. As UHPs 1, 9 e 11, que têm mais de uma UC desta categoria, apresentaram valores de peso positivos (maiores que 0,5) para a transição Mosaico de Usos – Infraestrutura Urbana, mostrando que a urbanização ocorre dentro dos limites de UCs desta categoria. As UHPs 8 e 12 mostram pesos negativos expressivos para essa mesma transição, mostrando-se contrárias ao processo de urbanização. Na conversão de Pastagem em áreas urbanizadas, as UCs de Uso Sustentável foram contrárias a este processo nas UHPs 3, 8, 10 e 12. A transição Formação Florestal – Infraestrutura Urbana recebeu pesos positivos nas UHPs 6, 9 e 11, indicando a ocupação de ambientes naturais dentro dos limites dessas UCs.

Ainda sobre as UCs de Uso Sustentável, a transição Formação Florestal – Pastagem nas UHPs 7 e 9 têm pesos positivos (acima de 2,0), e constituem as bacias que mais sofrem degradação nas zonas costeiras, onde está localizada a APA dos Tamoios, o que mostra a pressão antrópica sobre estes ambientes. Pesos

negativos são observados nas UHPs 3, 8, 11 e 12, mostrando a não ocorrência desta transição nas áreas de UCs desta categoria. Isto evidencia a necessidade de ações político-administrativas voltadas a um efetivo planejamento territorial e ambiental, a fim de se evitarem ocupações espontâneas e a degradação dos ambientes naturais, promovendo a integração entre o ser humano e natureza. As áreas sem UCs apresentam pesos positivos para as transições de desflorestamento e de urbanização, evidenciando que a ocupação antrópica nestas áreas é mais fácil de ocorrer em comparação às áreas com UCs de ambas as categorias (Proteção Integral e Uso Sustentável).

As comunidades tradicionais, Aldeias Indígenas e Terras Quilombolas, apresentam dinâmicas próprias em seus territórios, e, na maioria das vezes, observou-se que estes desfavorecem a urbanização dentro de suas áreas. Nas UHPs que contêm comunidades tradicionais dentro de seus limites, foi observado que as Aldeias Indígenas obtiveram valores negativos para as transições de urbanização e desflorestamento e apresentam pesos próximos a zero para as transições de reflorestamento, por se tratar de áreas com vegetação natural praticamente intactas.

As Terras Quilombolas apresentam pesos positivos para as transições de desflorestamento, e pesos negativos para as transições de reflorestamento e urbanização. Isso mostra que os processos de mudanças de uso e cobertura da terra nestes territórios, apesar de não contribuírem para o reflorestamento, têm influência contrária ao processo de urbanização dentro de suas áreas. Já os pesos positivos para desflorestamento podem ser explicados pela proximidade de Terras Quilombolas à malha viária.

Nos últimos anos, principalmente com o governo atual, essas populações tradicionais têm sofrido diversos ataques e ameaças, não recebendo apoio dos governos locais (FRAGÃO, 2021). Entretanto, é papel dos entes governamentais não só demarcarem as suas terras, mas também intervirem e gerirem as mesmas, visando à sua permanência e à melhoria da qualidade de vida dessas populações, visto que se encontram marginalizadas no modelo econômico atual.

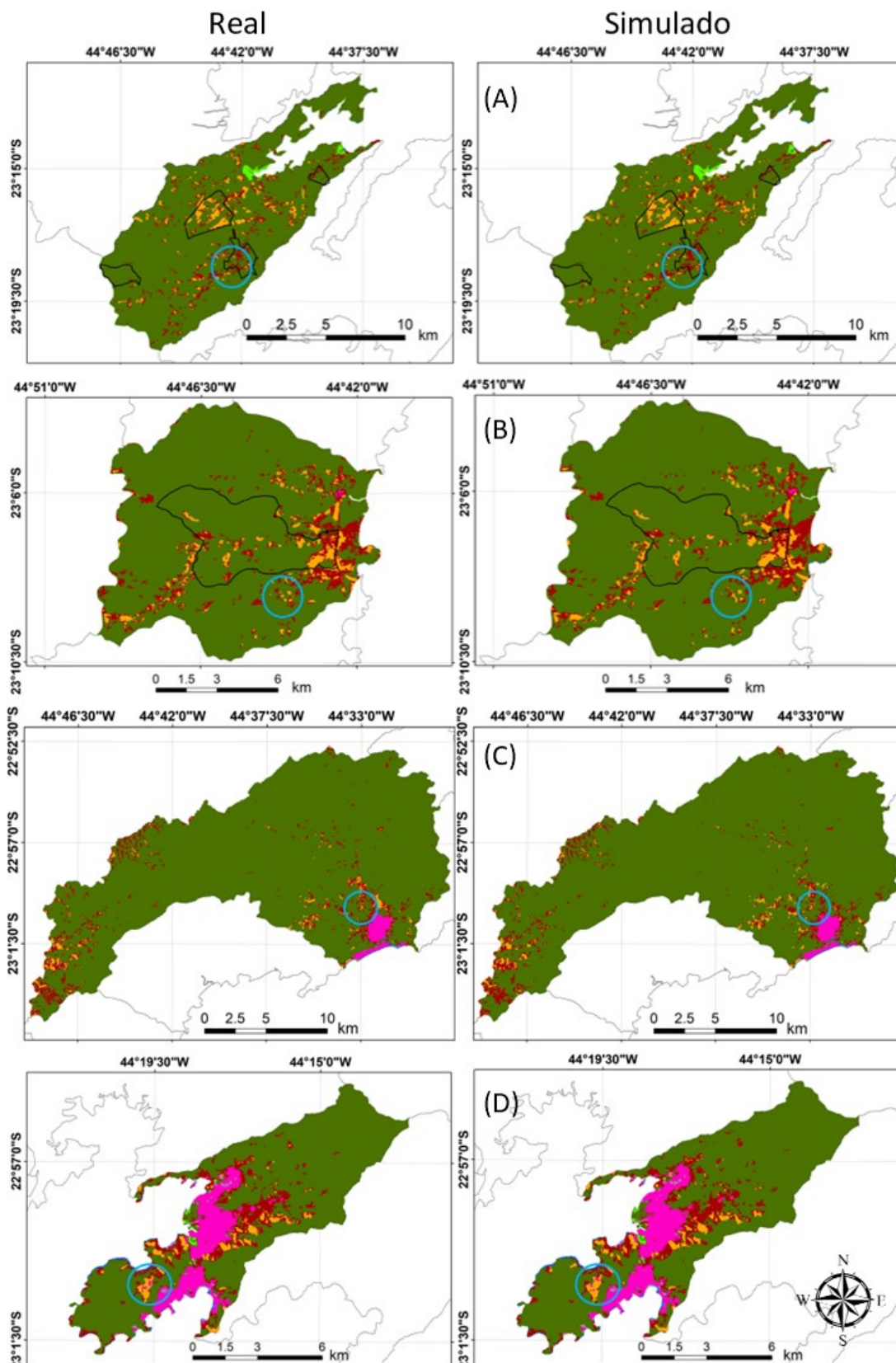
4.2 Análise dos mapas simulados de uso e cobertura da terra

A Figura 5 apresenta os mapas simulados de mudança de uso e cobertura da terra, justapostos aos respectivos mapas reais, para quatro UHPs a título exemplificativo. Na UHP 2 – Rio Paraty-Mirim, representada na Figura 5 (A), o mapa simulado superestimou a classe Mosaico de Usos ao longo da BR-101, possivelmente devido ao peso significativo atribuído a essa variável nas conversões para esta classe. Nas áreas em destaque demarcadas pelo círculo azul, nota-se que a mancha central de Mosaico de Usos, retratada em cor vermelha, aparece na simulação mais compacta e com área sobrestimada em relação à mancha correspondente no mapa real. Possíveis recursos para melhorar os resultados seriam o aumento da proporção de “Patcher” e a diminuição do tamanho médio das manchas.

A Figura 5 (B) apresenta a UHP 4 – Rios Pequeno e Barra Grande. Neste caso, a área em destaque retrata divergências com relação às classes de Mosaico de Usos e Pastagem (cor laranja). Na parte superior do círculo azul, as áreas de Mosaico de Usos encontram-se mais fragmentadas na simulação, quando comparadas ao mapa real. Além disso, uma grande mancha de Mosaico de Usos, situada na parte direita do círculo, aparece com formato mais linear e um pouco deslocada à esquerda na simulação. As manchas de Pastagem na parte inferior do círculo apresentam-se com superfícies majoradas na simulação.

A UHP 6 – Rio Mambucaba, indicada na Figura 5 (C), revela na área em destaque que a mancha central de Pastagem não foi bem retratada na simulação. Um motivo para isso reside no fato de que esta conversão (Formação Florestal – Pastagem) não encontra correspondente, tanto em termos de sua extensão, quanto de sua proximidade à classe Infraestrutura Urbana (cor rosa), nem no interior desta UHP, tampouco em toda a área de estudo, dificultando sua parametrização. O fato é que, na porção oeste desta UHP, as manchas de Pastagem propagam-se em áreas distantes da classe Infraestrutura Urbana, deixando esta mancha no interior do círculo azul com reduzida dimensão na simulação. Como solução, o ideal seria a subdivisão desta UHP em novas sub-regiões, de modo a contemplar o comportamento das manchas da classe de Pastagem, tanto as distantes quanto aquelas próximas à Infraestrutura Urbana, de modo customizado. Isso, entretanto, elevaria sobremaneira o custo computacional do modelo.

Figura 5 – Comparação entre os mapas de uso cobertura da terra real e simulado em 2018 para quatro UHPs. (A) UHP 2 – Rio Paraty-Mirim; (B) UHP 4 – Rios Pequeno e Barra Grande; (C) UHP 6 – Rio Mambucaba; (D) UHP 10 – Rio Japuíba. Os círculos em azul referem-se a áreas de divergências entre realidade e simulação.



UTM 23S Datum: WGS 1984

Legenda

- | | | | | |
|--------------------------------------|--------------------|-----------------|-----------------------|---------------|
| Limites das Comunidades Tradicionais | Formação Florestal | Pastagem | Infraestrutura Urbana | Corpos d'Água |
| | Mangue | Mosaico de Usos | Afloramento Rochoso | Outros |

Fonte: Os autores (2021).

Por fim, a Figura 5 (D) apresenta a UHP 10 – Rio Japuíba, sede do município de Angra dos Reis. No círculo de destaque, as manchas de Infraestrutura Urbana dispostas em meio à classe Pastagem não apresentam correspondência integral com a realidade, devido ao fato de que a grande mancha inferior possui menores dimensões na simulação. Uma solução nesse sentido seria diminuir o parâmetro de tamanho médio de mancha e aumentar a sua variância, de forma a compensar as dimensões entre ambas as manchas em destaque. Porém, essa medida poderia comprometer a qualidade de outras regiões desta UHP que se encontram bem simuladas, demonstrando que a obtenção de bons resultados consiste em um *trade-off* de acertos e erros para toda a cena. De forma geral, entretanto, o padrão morfológico e de arranjo espacial de classes na paisagem simulada encontra-se semelhante ao observado na realidade, como se pode observar na comparação entre a Figura 6 e a Figura 7.

Os valores do ISF, com as funções de decaimento constante e exponencial (para diferentes tamanhos de janela), estão apresentados na Tabela 2.

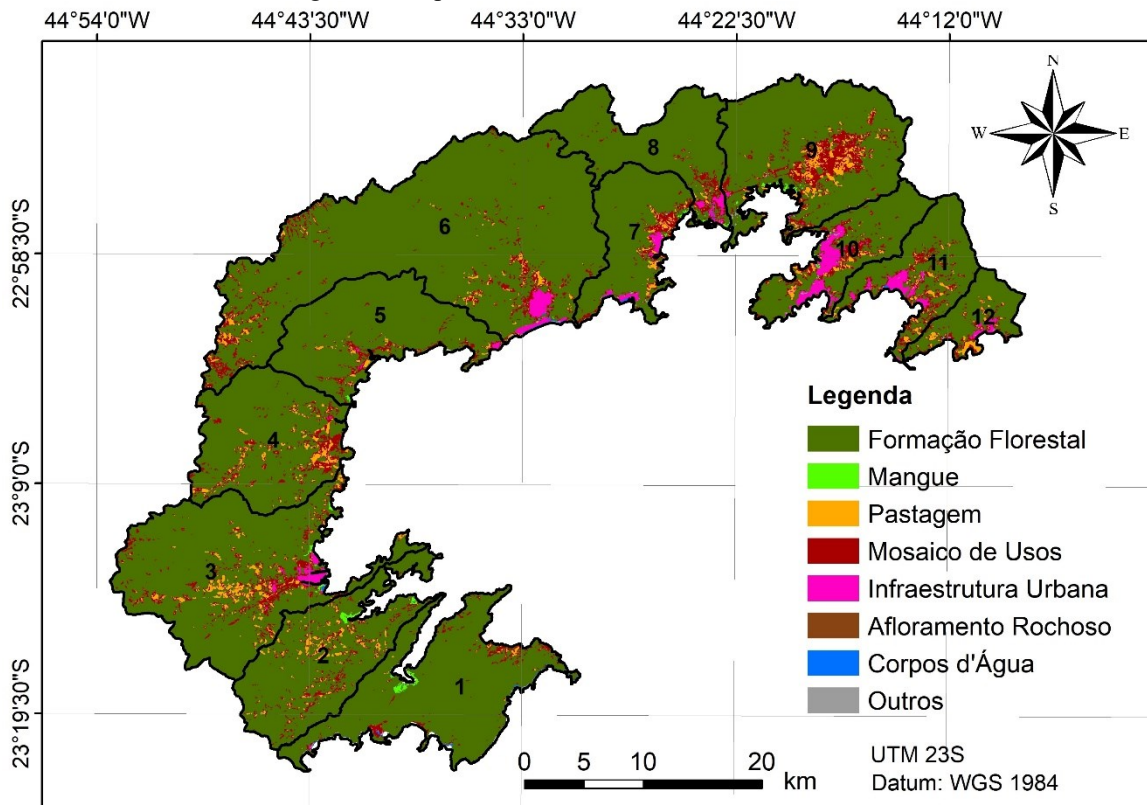
Tabela 2 - Índice de Similaridade *Fuzzy* – ISF.

Tamanho de janela (pixels)	Decaimento constante		Decaimento exponencial	
	Similaridade mínima	Similaridade máxima	Similaridade mínima	Similaridade máxima
3x3	0,427	0,441	0,371	0,388
5x5	0,545	0,571	0,425	0,447
7x7	0,630	0,674	0,452	0,480
9x9	0,685	0,725	0,453	0,477
11x11	0,739	0,785	0,461	0,485

Fonte: Os autores (2021).

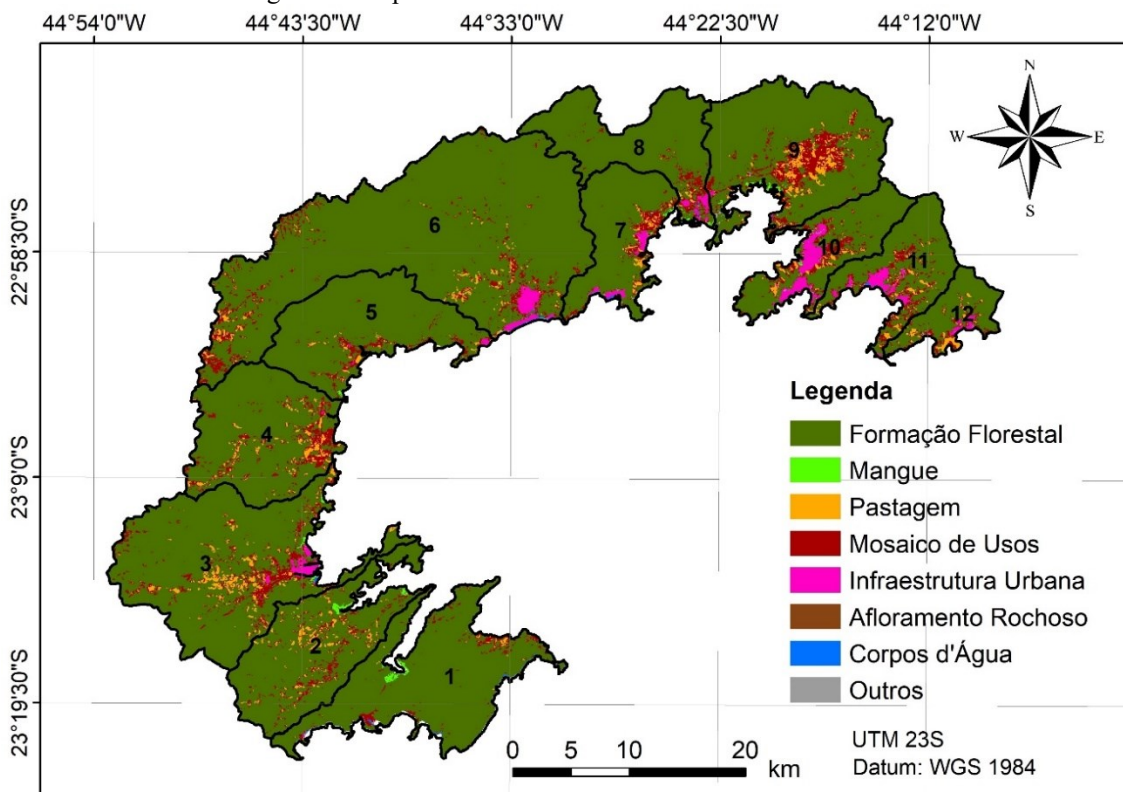
Para a função de decaimento constante, o índice de similaridade apresenta valor acima de 0,40 na janela 3x3 *pixels*, ao passo que para o decaimento exponencial, este valor aparece a partir da janela 5x5 *pixels*. Este índice mascara as áreas de não mudança, a fim de se evitar o viés de sobrestimativa da similaridade entre cena real e cena simulada, visto que a maior parte da cena não sofre mudança. Por este motivo, os valores obtidos para este índice tendem a diminuir substancialmente em comparação com índices de ajuste multirresolução que realizam a comparação direta entre cena real e cena simulada (COSTANZA, 1989; HAGEN, 2003). Esse decréscimo do índice se verifica sobretudo no decaimento exponencial.

Figura 6 - Mapa de uso e cobertura da terra real de 2018.



Fonte: Os autores (2021).

Figura 7 - Mapa de uso e cobertura da terra simulado de 2018.



Fonte: Os autores (2021).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÃO

Os dados do MapBiomias mostraram-se muito úteis, pois apresentam uma série temporal, o que torna

possível o estudo dos processos de mudanças de uso e cobertura da terra ao longo do tempo. O sucesso de um modelo de simulação de mudanças de uso e cobertura da terra é estreitamente vinculado à qualidade dos dados de entrada, o que pressupõe mapas de uso e cobertura da terra com classificação acurada e uma diversidade de mapas de variáveis explicativas com conteúdo apropriado.

Para avaliar a importância das variáveis por meio dos pesos de evidência, é necessário passar por todas as etapas da simulação, inclusive a calibração e validação, a fim de se verificar se os mapas de probabilidade estão refletindo os padrões de uso e cobertura da terra conforme observados na realidade. Algumas limitações da base de dados do MapBiomas tornaram-se evidentes. Cabe mencionar, a título de exemplo, que a classe Mosaico de Usos apresentou muitas heterogeneidades, compreendendo, às vezes, áreas de assentamentos rurais, e, não raro, pastos com vegetação arbustiva.

O modelo parametrizado pelo método bayesiano de pesos de evidência pôde descrever e simular os processos de mudança de uso e cobertura da terra na região, e os produtos dele derivados podem servir como suporte a atividades de gestão da área. As simulações obtiveram resultados satisfatórios, com ISF mínimo acima de 0,4 para decaimento exponencial e janelas contextuais iguais ou superiores a 5×5 pixels. Do ponto de vista operacional, pode-se afirmar que as ferramentas “*Select*” e “*Regionalize*” permitiram que a modelagem se tornasse customizada na área de estudo para as diferentes UHPs, com a desvantagem de que houve um aumento considerável no volume de dados e, conseqüentemente, no tempo de processamento.

Os pesos atribuídos às variáveis categóricas de UCs indicaram como estas se comportam para determinadas transições, e assim, permitiram o entendimento das dinâmicas que ocorrem dentro das mesmas e nas suas imediações, o que pode auxiliar na formulação de diretrizes para o planejamento territorial e ambiental. As UCs de Proteção Integral desfavoreceram as transições de desflorestamento e urbanização, o que pode estar relacionado tanto com as medidas e ações de conservação que integram a gestão dessas áreas, como com a localização das mesmas, que se caracterizam por áreas de relevo acidentado, desfavoráveis à ocupação antrópica. Já a maioria de UCs de Uso Sustentável, principalmente aquelas muito próximas da zona costeira, revelaram-se como áreas passíveis de mudanças.

Na área de estudo, a criação de UCs é baseada em interesses econômicos, e não puramente ambientais e ecológicos. Dessa forma, as UCs de Uso Sustentável são criadas em áreas em que a ação antrópica já é muito intensa, enquanto as UCs de Proteção Integral tendem a ser criadas em áreas que têm dificuldades de acesso ou em áreas com relevo muito escarpado (BRANCO, 2021). Por outro lado, as comunidades tradicionais, enquanto variáveis ou evidências do modelo, mostraram-se, em sua maioria, como um espaço de preservação da natureza e contrárias à urbanização. Entretanto, estas comunidades têm papel de preservação muito maior que o mensurado pelas transições em seus espaços, já que estas populações ainda preservam os saberes tradicionais e atuam em prol do seu resgate, contrapondo-se à cultura hegemônica (BRANCO, 2021).

Uma continuação deste trabalho seria a elaboração de cenários prognósticos e a respectiva geração de mapas de uso e cobertura da terra associados a esses cenários, que serão baseados em diferentes estratégias de gestão pública. Assim, um cenário pessimista seria a destituição das áreas protegidas em prol de um modelo econômico de crescimento em detrimento da proteção ambiental, e um cenário otimista consistiria na regeneração dos ambientes naturais nas áreas de preservação.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pela concessão de bolsa de mestrado para a primeira autora, código de financiamento 001. A segunda autora agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de produtividade em pesquisa através do Processo n.º 303523/2018-2.

Contribuição dos Autores

A primeira autora contribuiu na conceptualização, curadoria dos dados, análise formal, investigação, metodologia, software, validação, visualização e redação – minuta inicial. A segunda autora contribuiu na

conceitualização, curadoria dos dados, metodologia, administração do projeto, recursos, supervisão, validação, visualização e redação – revisão e edição. A terceira autora contribuiu com a conceitualização, metodologia, supervisão e validação.

Conflitos de Interesse

Os autores declaram que não há conflitos de interesse.

Referências

- ABREU, C. V. de. **Urbanização, apropriação do espaço, conflitos e turismo: Um estudo de caso de Angra dos Reis**. 2005. 163 f. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) - Universidade Federal Fluminense (UFF), Niterói, 2005.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **Sistema de Informações Geográficas do Setor Elétrico - SIGAL**. Brasília, DF: ANEEL, 2018.
- ALMEIDA, C. M.; BATTY, M.; MONTEIRO, A. M. V.; CÂMARA, G.; SOARES-FILHO, B. S.; CERQUEIRA, G. C.; PENNACHIN, C. L. Stochastic cellular automata modeling of urban land use dynamics: Empirical development and estimation. **Computers, Environment and Urban Systems**, Amsterdã, Holanda, v. 27, n. 5, p. 481–509, 2003. DOI: 10.1016/S0198-9715(02)00042-X.
- ALMEIDA, C. M.; MONTEIRO, A. M. V.; CÂMARA, G.; SOARES-FILHO, B. S.; CERQUEIRA, G. C.; PENNACHIN, C. L.; BATTY, M. GIS and remote sensing as tools for the simulation of urban land-use change. **International Journal of Remote Sensing**, Oxfordshire, Reino Unido, v. 26, n. 4, p. 759–774, 2005. DOI: 10.1080/01431160512331316865.
- BELL, E. J.; HINOJOSA, R. C. Markov analysis of land use change: continuous time and stationary processes. **Socio-Economic Planning Science**, Amsterdã, Holanda, v. 11, n. 1, p. 13–17, 1977. DOI: 10.1016/0038-0121(77)90041-6.
- BONHAM-CARTER, G. F. **Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS**. Ontario: Pergamon, 1994. 305 p.
- BRANCO, T. L. **Modelagem dinâmica espacial de mudanças do uso e cobertura da terra na Região Hidrográfica da Baía Da Ilha Grande – RJ: enfoque sobre comunidades tradicionais e unidades de conservação**. 2021. 171 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2021.
- BRASIL. **Decreto n.º 6.040, de 7 de fevereiro de 2007. Institui a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais**. 2007. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/Decreto/D6040.htm>. Acesso em: 17 jan. 2020.
- BRASIL. **Lei n.º 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**. 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm>. Acesso em: 30 jan. 2020.
- BRIASSOULIS, H. **Analysis of land use change: theoretical and modeling approaches**. 2. ed. Morgantown (WV), EUA: Regional Research Institute, West Virginia University, 2000. 247 p.
- CHENG, L.; LIU, M.; ZHAN, J. Land use scenario simulation of mountainous districts based on Dinamica EGO model. **Journal of Mountain Science**, Berlin, Alemanha, v. 17, n. 2, p. 289–303, 2020. DOI: 10.1007/s11629-019-5491-y.
- COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DA BAÍA DA ILHA GRANDE - CBH-BIG. **Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica da Baía da Ilha Grande: RD10 - Relatório Síntese de Diagnóstico**. 2020. Disponível em: <<http://www.cbhbig.org.br/plano/produtos/01%20-%20Relato%CC%81rio%20Si%CC%81ntese%20do%20Diagno%CC%81stico%20-%20RD10.pdf>>.

Acesso em: 4 fev. 2021.

- COSTANZA, R. Model goodness of fit: A multiple resolution procedure. **Ecological Modelling**, Amsterdã, Holanda, v. 47, n. 3–4, p. 199–215, 1989.
- DELANEZE, M. E.; RIEDEL, P. S.; MARQUES, M. L.; FERREIRA, M. V. Modelagem dinâmica espacial para o monitoramento do crescimento urbano no entorno do Duto Orbel. **Revista Brasileira de Cartografia**, Uberlândia (MG), v. 66, n. 3, p. 473–484, 2014.
- DIB, V.; NALON, M. A.; AMAZONAS, N. T.; VIDAL, C. Y.; ORTIZ-RODRÍGUEZ, I. A.; DANĚK, J.; OLIVEIRA, M. F. DE; ALBERTI, P.; SILVA, R. A. DA; PRECINOTO, R. S.; GOMES, T. F. Drivers of change in biodiversity and ecosystem services in the Cantareira system protected area: A prospective analysis of the implementation of public policies. **Biota Neotropica**, Campinas (SP), v. 20, n. 1, p. 2020, 2020. DOI: 10.1590/1676-0611-BN-2019-0915.
- FRAGÃO, L. Indígenas de aldeia em Paraty sofrem ataques e ameaças de morte em meio à luta por demarcação. **Revista Fórum**, Porto Alegre (RS), 26 jan. 2021. Disponível em: <<https://revistaforum.com.br/brasil/indigenas-de-aldeia-em-paraty-sofrem-ataques-e-ameacas-de-morte-em-meio-a-luta-por-demarcacao/>>. Acesso em: 28 jan. 2021.
- GOODACRE, A. K.; BONHAM-CARTER, G. F.; AGTERBERG, F. P.; WRIGHT, D. F. A statistical analysis of the spatial association of seismicity with drainage patterns and magnetic anomalies in western Quebec. **Tectonophysics**, Amsterdã, Holanda, v. 217, n. 3–4, p. 285–305, 1993.
- HAGEN, A. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. **International Journal of Geographical Information Science**, Oxfordshire, Reino Unido, v. 17, n. 3, p. 235–249, 2003. DOI: 10.1080/13658810210157822.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Base cartográfica vetorial contínua do Estado do Rio de Janeiro (1:25000)**. 2017. Disponível em: <http://geoftp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/bases_cartograficas_continuas/bc25/rj/>. Acesso em: 5 fev. 2021.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Cidades**. 2021. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 15 jan. 2022.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Portaria IBAMA Nº 112, de 21 DE agosto de 2002. Aprova o Plano de manejo do Parque Nacional da Serra da Bocaina**. 2002. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/parnaserradabocaina/images/stories/plano_de_manejo/Portaria_Plano_de_%20Manejo_%20Bocaina.pdf>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE - INEA. **Diagnóstico do setor costeiro da Baía da Ilha Grande: subsídios à elaboração do Zoneamento Ecológico- Econômico Costeiro (ZEEC)**. Rio de Janeiro: Governo do Estado do Rio de Janeiro/INEA, 2015.
- INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE – ICMBIO. **Plano de manejo da APA de Cairuçu**. Paraty, RJ: ICMBIO, 2018. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/plano-de_manejo/plano_de_manejo_apa_cairucu_2018_2019.pdf>. Acesso em: 2 fev. 2021.
- INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE – INEA. **Base de dados geoespaciais**. 2019. Disponível em: <<https://inea.maps.arcgis.com/apps/MapSeries/index.html?appid=00cc256c620a4393b3d04d2c34acd9e>>. Acesso em: 5 fev. 2021.
- LACHER, I. L.; AHMADISHARAF, E.; FERGUS, C.; AKRE, T.; MCSHEA, W. J.; BENHAM, B. L.; KLINE, K. S. Scale-dependent impacts of urban and agricultural land use on nutrients, sediment, and runoff. **Science of the Total Environment**, Amsterdã, Holanda, v. 652, p. 611–622, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.370.
- LAMBIN, E. F.; TURNER, B. L.; GEIST, H. J.; AGBOLA, S. B.; ANGELSEN, A.; BRUCE, J. W.; COOMES, O. T.; DIRZO, R.; FISCHER, G.; FOLKE, C.; GEORGE, P. S.; HOMEWOOD, K.;

- IMBERNON, J.; LEEMANS, R.; LI, X.; MORAN, E. F.; MORTIMORE, M.; RAMAKRISHNAN, P. S.; RICHARDS, J. F.; SKÅNES, H.; STEFFEN, W.; STONE, G. D.; SVEDIN, U.; VELDKAMP, T. A.; VOGEL, C.; XU, J. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. **Global Environmental Change**, Amsterdã, Holanda, v. 11, n. 4, p. 261–269, 2001. DOI: 10.1016/S0959-3780(01)00007-3.
- MACEDO, R. C.; DE ALMEIDA, C. M.; SANTOS, J. R. Valoração Ambiental e Geotecnologias: Integração entre Ciências Sociais e Geociências. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, p. 253-262, 2016.
- MACEDO, R. C.; ALMEIDA, C. M.; SANTOS, J. R.; RUDORFF, B. F. T. Modelagem dinâmica espacial das alterações de cobertura e uso da terra relacionadas à expansão canavieira. **Boletim de Ciências Geodésicas**, Curitiba (PR), v. 19, p. 313–337, 2013. DOI: 10.1590/S1982-21702013000200009.
- MACEDO, R. C.; ALMEIDA, C. M.; SANTOS, J. R.; RUDORFF, B. F. T.; SOARES-FILHO, B. S.; RODRIGUES, H. O.; SOUSA JUNIOR, W. C. Economic Impact Assessment of Silting-up and Erosion Processes: How Spatial Dynamic Models Coupled with Environmental Valuation Models Can Contribute to Sustainable Practices in Sugarcane Farming. In: Webb, E. (Org.). **Sugarcane: Production, Consumption and Agricultural Management Systems**. 1ed. New York, EUA: NOVA Publishers, 2014, p. 61-90.
- MAITHANI, S.; BEGUM, A.; KUMAR, P.; KUMAR, A. S. Simulation of peri-urban growth dynamics using weights of evidence approach. **Geocarto International**, Oxfordshire, Reino Unido, v. 33, n. 9, p. 957–976, 2018. DOI: 10.1080/10106049.2017.1319425.
- MAPBIOMAS. **Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD), Collection 4, Version 2.0**. 2019. Disponível em: <https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/ATBD_Collection_5_v1.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2018.
- MARTINS, A. L. do N. **Modelagem dinâmica espacial da perda de solo associada às mudanças de cobertura e uso da terra na Bacia do Alto Iguaçu -PR**. 2020. 131 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2020.
- MAS, J.-F.; KOLB, M.; PAEGELOW, M.; CAMACHO OLMEDO, M. T.; HOUET, T. Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. **Environmental Modelling & Software**, Amsterdã, Holanda, v. 51, p. 94–111, 2014. DOI: 10.5555/2772083.2772309.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Londres, Reino Unido, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000. DOI: 10.1038/35002501.
- OBSERVATÓRIO DE TERRITÓRIOS SUSTENTÁVEIS E SAUDÁVEIS DA BOCAINA – OTSS. **Mapa de comunidades tradicionais**. 2020. Disponível em: <<https://www.otss.org.br/mapas>>. Acesso em: 7 fev. 2021.
- PECCATIELLO, A. F. O. Políticas públicas ambientais no Brasil: da administração dos recursos naturais (1930) à criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (2000). **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Curitiba (PR), v. 24, p. 71–82, 2011. DOI: 10.5380/dma.v24i0.21542.
- PIONTEKOWSKI, V. J.; RIBEIRO, F. P.; MATRICARDI, E. A. T.; LUSTOSA JUNIOR, I. M.; BUSSINGUER, A. P.; GATTO, A. Modeling deforestation in the State of Rondônia. **Floresta e Ambiente**, Seropédica (RJ), v. 26, n. 3, 2019. DOI: 10.1590/2179-8087.044118.
- RODRIGUES, H. O.; SOARES-FILHO, B. S.; COSTA, W. L. S. Dinamica EGO, uma plataforma para modelagem de sistemas ambientais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2007. p. 3089–3096.
- SILVA, M. O. Saindo da invisibilidade – a política nacional de povos e comunidades tradicionais. **Inclusão Social**, Brasília (DF), v. 2, n. 2, p. 7–9, 2007.
- 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**, Amsterdã, Holanda, v. 154, n. 3, p. 217–235, 2002. DOI: 10.1016/S0304-3800(02)00059-5.
- SOARES-FILHO, B. S.; RODRIGUES, H. O.; COSTA, W. **Modeling environmental dynamics with Dinamica EGO**. Belo Horizonte: CSR-UFMG, 2009. 115 p.
- STAN, K.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A. Deforestation and secondary growth in Costa Rica along the path of development. **Regional Environmental Change**, Berlin, Alemanha, v. 19, n. 2, p. 587–597, 2019. DOI: 10.1007/s10113-018-1432-5.
- SUAREZ, A. F.; CANDEIAS, A. L. B. Modelagem dinâmica para o uso cobertura do solo na Mata Atlântica no município de Maragogipe-BA. **Revista Brasileira de Cartografia**, Uberlândia (MG), v. 66, n. 5, p. 953–981, 2014.
- TROUPIN, D.; CARMEL, Y. Landscape patterns of development under two alternative scenarios: Implications for conservation. **Land Use Policy**, Amsterdã, Holanda, v. 54, p. 221–234, 2016. DOI: 10.1016/j.landusepol.2016.02.008.
- UNIVERSIDADE ESTADUAL DO RIO DE JANEIRO – UERJ. **Plano de Controle Ambiental: Estrada Parque Paraty - Cunha - RJ 165**. Rio de Janeiro: UERJ, 2010.
- VALERIANO, M. M. **TOPODATA: Guia de utilização**. São José dos Campos: INPE, 2008. Disponível em: <<http://mtc-m18.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m18@80/2008/07.11.19.24/doc/publicacao.pdf>>. Acesso em: 7 fev. 2020.
- VELDKAMP, A.; LAMBIN, E. Predicting land-use change. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdã, Holanda, v. 85, n. 1–3, p. 1–6, 2001. DOI: 10.1016/S0167-8809(01)00199-2.
- VERBURG, P. H.; KOK, K.; PONTIUS, R. G.; VELDKAMP, A. Modeling Land-Use and Land-Cover Change. In: LAMBIN, E. F.; GEIST, H. (Ed.). **Land-Use and Land-Cover Change. Global Change - The IGBP Series**. Berlin: Springer, 2006. p. 117–135.
- VIANNA, V. M. Envolvimento sustentável e conservação das florestas brasileiras. In: DIEGUES, A. C.; VIANNA, V. M. (Ed.). **Comunidade tradicionais e manejo dos recursos naturais da Mata Atlântica: coletânea de textos apresentados no Seminário Alternativas de Manejo Sustentável de Recursos Naturais do Vale do Ribeira, realizado entre 15 e 19 de junho de 1999**. 2. ed. São Paulo: HUGITEC, 2004. p. 29–43.
- WOLFRAM, S. Statistical mechanics of cellular automata. **Reviews of Modern Physics**, College Park (MD), EUA, v. 55, n. 3, p. 601–644, 1983. DOI: 10.1103/RevModPhys.55.601.
- XIMENES, A. de C.; DE ALMEIDA, C. M.; AMARAL, S.; ESCADA, M. I. S.; DE AGUIAR, A. N. A. P. D. Modelagem dinâmica do desmatamento na Amazônia. **Boletim de Ciências Geodésicas**, Curitiba (PR), v. 14, n. 3, p. 370–391, 2008.

Biografia do autor principal



Teule Lemos Branco, nascida em Niterói – RJ, em 31 de julho de 1992, é Engenheira Ambiental formada pela Universidade Federal Fluminense (UFF) e Mestre em Sensoriamento Remoto pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Atualmente, é pesquisadora (bolsista FAPESP) no Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais - CEMADEN, trabalhando com mapeamento e modelagem espacial da degradação florestal na Amazônia. Atua na área das geociências, com mapeamento de imagens digitais, modelagem dinâmica espacial e planejamento territorial e ambiental. Militante do movimento feminista negro, entende que as mulheres devem ocupar os mais diferentes espaços no mundo.



Esta obra está licenciada com uma Licença [Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/) – CC BY. Esta licença permite que outros distribuam, remixem, adaptem e criem a partir do seu trabalho, mesmo para fins comerciais, desde que lhe atribuam o devido crédito pela criação original.