UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ARTES, CIÊNCIAS E HUMANIDADES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MODELAGEM DE SISTEMAS COMPLEXOS

CAMILA DE CAMPOS ASSAF

**Modelagem do uso e cobertura da terra como ferramenta de análise de políticas de
conservação da natureza — estudo do caso Juréia-Itatins**

São Paulo

2016

CAMILA DE CAMPOS ASSAF

**Modelagem do uso e cobertura da terra como ferramenta de análise de políticas de
conservação da natureza — estudo do caso Juréia-Itatins**

Dissertação apresentada à Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências pelo Programa de Pós-graduação em Modelagem de Sistemas Complexos.

Versão corrigida contendo as alterações solicitadas pela comissão julgadora em 6 de outubro de 2016. A versão original encontra-se em acervo reservado na Biblioteca da EACH/USP e na Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP (BDTD), de acordo com a Resolução CoPGr 6018, de 13 de outubro de 2011.

Área de concentração:

Modelagem de Sistemas Complexos

Orientador:

Profa. Dr.^a Cristina Adams

Co-orientador:

Prof. Dr. Fernando Fagundes Ferreira

São Paulo

2016

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

CATALOGAÇÃO-NA-PUBLICAÇÃO

(Universidade de São Paulo. Escola de Artes, Ciências e Humanidades. Biblioteca)

Assaf, Camila de Campos

Modelagem do uso e cobertura da terra como ferramenta de análise de políticas de conservação da natureza - estudo do caso Juréia - Itatins / Camila de Campos Assaf ; orientadora, Cristina Adams ; co-orientador Fernando Fagundes Ferreira. – São Paulo, 2016.

141 f. : il

Dissertação (Mestrado em Ciências) - Programa de Pós-Graduação em Modelagem de Sistemas Complexos, Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo. Versão corrigida.

1. Áreas de conservação - Simulação computacional. 2. Processos de Markov. 3. Autômatos celulares. 4. Juréia-Itatins. I. Adams, Cristina, orient. II. Ferreira, Fernando Fagundes, co-orient. III. Título

CDD 22.ed.— 577.011

Nome: ASSAF, Camila de Campos

Título: Modelagem do uso e cobertura da terra como ferramenta de análise de políticas de conservação da natureza – estudo do caso Juréia-Itatins

Dissertação apresentada à Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências pelo Programa de Pós-graduação em Modelagem de Sistemas Complexos.

Área de concentração:

Modelagem de Sistemas Complexos

Aprovado em: 06/10/2016

Banca Examinadora

Prof. Dr. Camilo Rodrigues Neto

Universidade de São Paulo. Escola de Artes, Ciências e Humanidades

Profª. Dra. Mariana Abrantes Giannotti

Universidade de São Paulo. Escola Politécnica

Profª. Dra. Helena França

Universidade Federal do ABC. Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por abençoar meus dias e sonhos.

À Universidade de São Paulo e ao programa de pós graduação em Modelagem de Sistemas Complexos, por terem me garantido tanto aprendizado, expandindo meu olhar para diferentes formas de pesquisa e pontos de vista; e à CAPES pelo auxílio financeiro, permitindo assim que eu pudesse me dedicar inteiramente a pesquisa nestes dois anos de mestrado.

À professora e orientadora Cristina Adams, por toda atenção e ensinamento proporcionado, pelas extensas revisões do trabalho, as quais foram essenciais para chegar ao resultado final. Agradeço de mesmo modo o professor Fernando Fagundes, coorientador desta pesquisa, por todo empenho e paciência no desenvolvimento dos modelos. Agradeço a ambos por fazerem parte da minha caminhada acadêmica.

Agradeço em especial aos órgãos e responsáveis que me cederam as fotos aéreas: Pablo Nepomuceno (Laboratório de Aerofotogrametria e Sensoriamento Remoto, vinculado ao Departamento de Geografia da USP); Mônica Pavão (Instituto Florestal); Helena Franca (Universidade Federal do ABC – UFABC); e à Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano.

Ao Instituto Socioambiental (ISA), por ter cedido mapas com os limites das unidades de conservação, permitindo assim maior fidelidade na delimitação da área de estudo.

Agradeço às professoras Mariana Giannotti (USP) e Helena Franca (UFABC) pelas críticas e comentários tão pertinentes no momento da qualificação, os quais contribuíram sobremaneira para a continuação e melhoria do trabalho.

Informações importantes foram obtidas por meio dos projetos "Bases para um programa brasileiro de pesquisa intercultural e de fortalecimento da produção local de conhecimentos", e "Ecologia histórica da Juréia: populações e tecnologias tradicionais da Mata Atlântica (Fase I)", coordenados pela Dra. Manuela Carneiro da Cunha (Universidade de Chicago) e Dra. Cristina Adams, respectivamente. Agradeço a ambas por tão relevante material.

Vinculado aos projetos previamente citados, agradeço a União dos Moradores da Juréia e a Associação dos Jovens da Juréia, entidades que participaram de modo fundamental na aquisição das informações levantadas. Agradeço aos seus representantes por terem me auxiliado sanando minhas dúvidas quanto ao contexto e histórico da área de estudo.

Agradeço em especial ao morador da Juréia e grande colaborador, Anderson do Prado Carneiro, por ter se disponibilizado e fornecido seu conhecimento sobre a área do PEI e sobre

a interpretação de fotos aéreas, na etapa de validação dos mapas de uso e cobertura da terra, corrigindo meus erros e me ajudando na compreensão da paisagem local.

Agradeço a todos os meus familiares. Ao meu pai João Aquiles, à minha irmã Maíra e à minha avó Zila, pelo amor, força e conforto que encontro em vocês. Agradeço especialmente à minha mãe, Marina Raquel, que em memória sempre esteve presente, com o apoio e amor incondicional que me acompanha nessa trajetória.

Agradeço ao Alfredo, pelo carinho, inspiração e inestimável companheirismo em todos os momentos.

RESUMO

ASSAF, Camila de Campos. **Modelagem do uso e cobertura da terra como ferramenta de análise de políticas de conservação da natureza – estudo do caso Juréia-Itatins**. 2016. 141 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016. Versão corrigida.

Unidades de conservação possuem o objetivo de preservar a natureza, evitando o desmatamento e promovendo a sustentabilidade do meio ambiente. Contudo, para que estas atendam aos propósitos para os quais foram criadas, sem acarretar prejuízos sociais ou conflitos com as populações locais, estudos aplicados interdisciplinares são essenciais, agregando conhecimento útil à gestão e ao planejamento das unidades de conservação. Sob a ótica da ciência da complexidade, o objetivo principal deste trabalho foi desenvolver modelos que auxiliassem na compreensão das mudanças no uso e cobertura da terra, realizassem simulações de cenários futuros, e permitissem observar os efeitos da implantação de políticas de preservação sobre a paisagem. Construímos modelos dinâmicos baseados em cadeias de Markov e autômatos celulares, aliados a técnicas de geoprocessamento. Os modelos foram aplicados a um estudo de caso, o Parque Estadual do Itinguçu, ao longo de uma série temporal de materiais aerofotográficos de quase 50 anos (1962-2010). Os resultados dos modelos mostraram que a implantação da unidade de conservação foi essencial para barrar o desmatamento, mas que as práticas tradicionais de agricultura itinerante não estavam diretamente relacionadas à conversão da área de floresta, indicando que a incompatibilidade entre preservação e presença humana, muitas vezes usada como justificativa para a implantação de unidades de proteção integral, deve ser reavaliada sob outra perspectiva. Os resultados também apontaram para um desempenho satisfatório do modelo de Markov em projetar tendências, apesar de possuir certa aleatoriedade na alocação dos elementos no espaço. O incremento do autômato celular diminuiu tal aleatoriedade, mas não foi tão eficiente em reproduzir as tendências observadas nas matrizes de transição quanto o modelo de Markov. Concluímos que a metodologia aplicada no presente trabalho foi útil para compreendermos as mudanças na paisagem da área de estudo, e que a escolha do modelo (Markov ou Markov com autômato celular) deve ser feita com base em uma análise criteriosa caso a caso, em conformidade com as prioridades do estudo a ser realizado. Espera-se que esta pesquisa possa fomentar a discussão sobre o uso desta metodologia como uma ferramenta para planejamento e análise de políticas de conservação da natureza e gestão do território.

Palavras-chave: Mudança no uso e cobertura da terra. Modelagem dinâmica da paisagem.
Processos de Markov e autômatos celulares. Unidades de conservação.
Agricultura itinerante.

ABSTRACT

ASSAF, Camila de Campos. C. **Modeling of land use and land cover as an analysis tool of nature conservation policies – case study on Juréia-Itatins**. 2016. 141 f. Dissertation (Master of Science) – School of Arts, Sciences and Humanities, University of São Paulo, São Paulo, 2016. Corrected version.

Conservation units have the purpose to preserve the nature, avoiding the deforestation and promoting the environment sustainability. However, for these to be effective in that purpose, without causing social injuries or conflicts with the local population, interdisciplinary applied studies are essential and must be made by different areas of science, adding useful knowledge to the management of protected areas. Under the vision of the Complexity Science, the main goal of this research was to develop models that help in understanding the land use and cover changes, perform simulations of future scenarios, and allow observing the effects of the implementation of conservation policies on the landscape. We built Markov and cellular automata models, allied to the geoprocessing techniques. The models were applied to a case study, the Parque Estadual do Itinguçu, over a time series of aero photographic materials of almost 50 years (1962-2010). The results of the models showed that the implementation of the conservation unit was essential to stop the deforestation, but the traditional practices of shifting cultivation were not directly related to the conversion of forest area, indicating that the incompatibility between conservation and human presence, often used as justification for the implementation of some strict protection units, should be reviewed from a different perspective. The results also pointed to a satisfactory performance of the Markov model to project trends, despite having certain randomness in the allocation of elements in space. Add cellular automata to model decreased this randomness, but was not so effective in reproducing the observed trends in transition matrices than the Markov model. We concluded that the methodology applied in this study was useful for understanding the changes in the landscape of the study area, and that the choice of model (Markov or Markov with cellular automata) should be based on a careful analysis in accordance with the priorities of the study to be applied. We hope that this research can encourage the discussion of this methodology as a tool for analysis of conservation policies of nature and land management.

Key-words: Land use and cover change. Dynamic modeling of landscape. Markov processes and cellular automata. Conservation units. Shifting cultivation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Modelos de vizinhança	28
Figura 2 - Grafos e Processos de Markov	30
Figura 3 - Localização do Mosaico de unidades de conservação Juréia-Itatins.....	46
Figura 4 - Mosaico de unidades de conservação Juréia-Itatins	47
Figura 5 - Parque Estadual do Itinguçu.....	47
Figura 6 - Esquema cronológico e material aerofotográfico utilizado no trabalho	58
Figura 7 - Processos aplicados às fotos aéreas	63
Figura 8 - Agrupamento das classes	72
Figura 9 - Representação de uma vizinhança de AC	76
Figura 10 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 1962	80
Figura 11 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 1972	81
Figura 12 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 1980	81
Figura 13 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2000	82
Figura 14 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2010	82
Figura 15 - Histograma da frequência de concordância entre mapa real e simulado de 2000.	92
Figura 16 - Histograma da frequência de concordância entre mapa real e simulado de 2010.	92

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Evolução na classe de corpo d'água entre os anos 1962 e 2010	84
Gráfico 2 - Evolução na classe estrada entre os anos 1962 e 2010	84
Gráfico 3 - Evolução na classe de floresta entre os anos 1962 e 2010	85
Gráfico 4 - Evolução na classe de vegetação rala entre os anos 1962 e 2010	85
Gráfico 5 - Evolução na classe de roça entre os anos 1962 e 2010	86
Gráfico 6 - Evolução da classe vegetação rala e projeções para o ano 2020	95
Gráfico 7 - Evolução da classe floresta e projeções para o ano 2020.....	95
Gráfico 8 - Evolução da classe roça e projeções para o ano 2020.....	96
Gráfico 9 - Evolução da classe estrada e projeções para o ano 2020	96

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Unidades de conservação pertencentes ao mosaico Juréia-Itatins.....	45
Quadro 2 - Mudanças na área das roças no PEI (valores em hectares)	54
Quadro 3 - Materiais aerofotográficos	60
Quadro 4 - Softwares utilizados	61
Quadro 5 - Classes de uso e cobertura da terra	64
Quadro 6 - Chave de interpretação visual	66
Quadro 7 - Chaves numéricas para a modelagem	73
Quadro 8 - Matriz de confusão	78
Quadro 9 - Matriz de transição global para o período entre 1962 e 1972.....	87
Quadro 10 - Matriz de transição global para o período entre 1972 e 1980.....	87
Quadro 11 - Matriz de transição global para o período entre 1980 e 2000.....	88
Quadro 12 - Matriz de transição global para o período entre 2000 e 2010.....	88
Quadro 13 - Comparação de desempenho – simulação para o ano 2000	102
Quadro 14 - Comparação de desempenho – simulação para o ano 2010	102

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Área de cada uso ou cobertura da terra nas respectivas datas	83
Tabela 2 - Quadro geral: mudanças entre os anos 1962 e 2010	83
Tabela 3 - Comparação entre os mapas real e simulado de 2000 (modelo de Markov)	90
Tabela 4 - Comparação entre os mapas real e simulado de 2010 (modelo de Markov)	90
Tabela 5 - Mudanças no uso e cobertura da terra entre 2010 (real) e 2020 (simulado) – modelo de Markov	93
Tabela 6 - Comparação entre os cenários simulados de unidade de conservação e de ausência da unidade, para o ano de 2020 – modelo de Markov	94
Tabela 7 - Comparação entre os mapas real e simulado de 2000 (modelo AC-Markov I).....	98
Tabela 8 - Comparação entre os mapas real e simulado de 2010 (modelo AC-Markov I).....	99
Tabela 9 - Comparação entre os mapas real e simulado de 2000 (modelo AC-Markov II) ..	100
Tabela 10 - Comparação entre os mapas real e simulado de 2010 (modelo AC-Markov II)	101

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
1.1 Contexto e problema de pesquisa	15
1.2 Objetivos	18
1.3 Estrutura da dissertação	18
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	20
2.1 Sistemas Complexos	20
2.2 Sistema de Informação Geográfica e Sistemas Complexos no estudo da paisagem	22
2.3 Algumas ferramentas em modelagem de Sistemas Complexos: Autômatos celulares e cadeias de Markov.....	26
2.3.1 <i>Autômatos celulares</i>	26
2.3.2 <i>Cadeias de Markov.....</i>	29
2.3.3 <i>Integrando Autômatos celulares e cadeias de Markov.....</i>	32
2.4 Modelos dinâmicos da paisagem	33
3. ÁREA DE ESTUDO.....	42
3.1 Unidades de conservação.....	42
3.2 Aspectos físicos	48
3.3 Histórico legal da área	49
3.4 Histórico social da área.....	52
4. MATERIAIS E MÉTODOS	58
4.1 Esquema cronológico: Período Pré-UC e período Pós-UC	58
4.2 Materiais	59
4.3 Métodos	61
4.3.1 <i>Processamento das fotos aéreas</i>	61
4.3.2 <i>Classes de uso e cobertura da terra e a construção de critérios para interpretação visual</i>	63
4.3.3 <i>Matrizes de transição e desenvolvimento do modelo de Markov.....</i>	73
4.3.5 <i>Avaliação dos modelos de Markov, AC-Markov I e AC-Markov II.....</i>	76
5. RESULTADOS.....	80
5.1 Mapas de uso e cobertura da terra	80
5.2 Matriz de transição.....	87
5.3 Simulação: cadeias de Markov	89

5.4 Simulação: modelo AC-Markov I	97
5.5 Simulação: modelo AC-Markov II.....	100
5.6 Comparação de desempenho entre os modelos de Markov e de AC-Markov	101
6. DISCUSSÃO E CONCLUSÃO.....	105
6.1 Vantagens e limitações	105
<i>6.1.1 Do trabalho com imagens de sensoriamento remoto óptico.....</i>	<i>105</i>
<i>6.1.2 Dos modelos matemáticos</i>	<i>106</i>
6.2 Considerações sobre a área de estudo	108
6.3 Conclusão.....	110
REFERÊNCIAS.....	114
ANEXOS.....	122
Anexo I – Classificação das unidades de conservação conforme o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC, 2000).....	122
Anexo II – Código comentado para a simulação com Markov e análise de desempenho.....	123
Anexo III – Código comentado para a simulação com Markov-AC I e análise de desempenho.....	126
Anexo IV – Código comentado para a simulação com AC-Markov II e análise de desempenho.....	131
Anexo V – Mapas simulados com o modelo de Markov	137
Anexo VI – Mapas simulados com o modelo de AC-Markov I.....	139
Anexo VII – Mapas simulados com o modelo de AC-Markov II	140

1. INTRODUÇÃO

1.1 Contexto e problema de pesquisa

Sistemas complexos são definidos como sistemas compostos por vários agentes que interagem entre si, gerando padrões emergentes e de auto-organização, onde entidades interagindo localmente produzem dinâmicas globais que não podem ser facilmente entendidas ou previstas a partir de seus comportamentos individuais (ÉRDI, 2007).

A ciência da complexidade fornece um quadro transdisciplinar para estudar uma variedade de sistemas biológicos, sociais e físicos, em todas as escalas. Filotas et al. (2014) listam as propriedades dos sistemas complexos como sendo: heterogeneidade, hierarquia, auto-organização, emergência, abertura, adaptação, memória, não linearidade e incerteza; e defendem a ideia de que as florestas compartilham destas mesmas propriedades, e que portanto podem ser estudadas como tal. Mais ainda, a ciência dos sistemas complexos fornece a possibilidade de estudar tais propriedades das florestas de forma integrada – o que raramente é feito (FILOTAS et al., 2014; LIU et al. 2007).

Sistemas florestais que englobam a dimensão humana, além da física e biológica, também podem ser chamados de sistemas sócio-ecológicos (SES). O termo sistemas sócio-ecológicos foi difundido por Berkes e Folke (2000) em seu trabalho intitulado *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*, e os mesmos autores complementam o termo utilizando o adjetivo complexo ("sistema sócio-ecológico complexo"), reforçando a forte ligação entre os sistemas sociais e ecológicos e a complexidade intrínseca de tais sistemas. Liu et al. (2007) confirmam que estudos que integram sistemas naturais e humanos revelam padrões e processos novos e complexos que não são evidentes quando se estuda tais sistemas separadamente. Assim, enfatiza-se também a necessidade de se planejar e gerir sistemas socio-ecológicos sob a ótica de sua complexidade (BERKES e FOLKE, 2000).

Um local no qual podemos encontrar esta relação sociedade-natureza claramente estabelecida é nas unidades de conservação que abrigam em seu meio populações humanas. Por exemplo, em uma área de conservação onde habitam comunidades de agricultores, uma série de sub-sistemas heterogêneos interagem entre si em diversos níveis hierárquicos e espaciais. Neste caso, podemos citar três sub-sistemas principais: os moradores, os recursos que eles utilizam (solo, água, plantas, etc.), e as instituições de governança (órgão público responsável pela gestão da unidade de conservação e as leis que recaem sobre a mesma). A interação entre os

sub-sistemas gera padrões de uso e cobertura da terra, nos quais a sustentabilidade pode ser analisada. Deste modo, assim como as florestas *stricto sensu* e os demais sistemas sócio-ecológicos, as unidades de conservação (UCs) também podem ser enquadradas como sistemas sócio-ecológicos complexos.

No momento do surgimento da primeira unidade de conservação, nos Estados Unidos, em 1872, esta foi concebida como uma área que deveria receber proteção total, que não poderia ser habitada, e as únicas atividades permitidas seriam de caráter educativo ou de contemplação. Predominava a visão – e ainda predomina, em muitos casos – de que há uma dissociação intrínseca entre homem e natureza e que, portanto, a preservação só seria alcançada na ausência do primeiro (BRITO, 2000). No século subsequente, o mundo viu uma expansão do estabelecimento de áreas naturais protegidas seguindo este modelo. Contudo, este molde preservacionista de unidade de conservação começou a gerar uma série de conflitos entre os órgãos gestores e as populações locais que até então viviam nestas áreas, as quais, em muitos casos, foram expulsas de seus territórios e impossibilitadas de reproduzir seus modos de vida tradicionais. Apesar de terem ocorrido diversas mudanças estruturais na concepção de tais unidades ao longo das décadas, ainda hoje observamos inúmeros conflitos (DIEGUES, 2000, WEST et al. 2006, SCHERL et al. 2006).

Argumenta-se que a imposição de políticas conservacionistas pode não ter a eficiência esperada se não houver uma compreensão da dinâmica local passada (florestal e de ocupação humana), sua consequente influência sobre a paisagem, e uma análise das alterações que a nova intervenção pode causar. Acredita-se que o conflito socioambiental em unidades de conservação é também alimentado por tal falta de estudos (VIANNA, 2008).

Outro problema recorrente nas unidades de conservação é a degradação ambiental dentro da própria unidade (DIEGUES, 2000), gerada tanto por vetores internos, quanto externos. Compreender o efeito sobre o desmatamento e as modificações nas dinâmicas locais de uma área sobre a qual se implante uma unidade de conservação torna-se, portanto, de fundamental importância para a gestão de tais unidades (considerando conflitos entre população local e órgãos gestores), para a promoção da conservação da natureza, para a análise de políticas públicas ambientais, e para o planejamento de outras novas áreas protegidas. Uma das possíveis formas de se compreender tais dinâmicas é por meio da análise das mudanças de uso e cobertura da terra que ocorrem ao longo do tempo em um determinado local, contrastando-a com as políticas ambientais vigentes.

Este quadro sobre a complexidade das unidades de conservação como sistemas sócio-ecológicos, brevemente apresentado, justifica as análises que se pretenderam realizar no

presente trabalho. Através da construção de modelos de simulação pretendeu-se compreender a dinâmica local sob diferentes contextos, e assim tentar mensurar a influência da política de conservação no desenvolvimento dos padrões espaciais. Os padrões espaciais formados são vistos aqui como reflexos dos efeitos de tal política e das dinâmicas sócio-ecológicas locais sobre a paisagem.

O trabalho também se justifica pela escassez de pesquisas sob a abordagem da ciência da complexidade neste campo de estudo, isto é, que trate o ambiente de unidades de conservação como um sistema complexo, para analisar as dinâmicas sócio-ecológicas locais. Segundo estudos anteriores usando a metodologia aqui proposta, este tipo de abordagem tem mostrado um bom potencial para compreender a dinâmica local e fazer previsões de tendências futuras (SOARES-FILHO, 2006), o que também pode servir como uma ferramenta no planejamento e análise de políticas públicas e gestão socioambiental.

Tendo em vista os pressupostos da ciência da complexidade, neste trabalho construímos modelos matemáticos que, aliados a um Sistema de Informação Geográfica (SIG), foram utilizados para analisar as mudanças no uso e cobertura da terra ocorridas em uma certa região antes e depois de ter sido sobre ela implantada uma unidade de conservação de proteção integral, afim de melhor entender os processos locais gerados pela área protegida, e avaliar o instrumento legal. Os modelos foram aplicados sobre uma unidade de conservação específica, o Parque Estadual do Itinguçu (PEI). O PEI faz parte do atual mosaico de unidades de conservação Juréia-Itatins, localizado no litoral sul do estado de São Paulo, que como um todo apresenta os conflitos aqui citados.

Os modelos foram construídos sobre dois contextos: o presente e o passado (quando não havia unidade de conservação implantada na área), e aplicados para realizar simulações futuras. Para tal, foram usados dados de sensoriamento remoto de datas diferentes, mas que cobrem a mesma região (dados de quando ainda não havia a unidade de conservação, e dados após a sua implantação). Comparações entre os períodos passado e presente foram feitas para tentar compreender o impacto da política pública sobre a dinâmica local. Já as simulações futuras projetaram (1) a tendência de mudanças encontrada no período em que não haviam unidades de conservação, e (2) a tendência encontrada no período mais recente, quando a unidade de conservação já havia sido implantada. Foram construídos diferentes modelos, os quais foram testados para avaliação de sua eficiência, ressaltando-se que os modelos devem ser escolhidos criteriosamente, de acordo com os objetivos de cada estudo.

Espera-se que este trabalho tenha contribuído para a construção de uma ferramenta metodológica que poderá ser aprimorada para a análise de ambientes que estejam em contextos semelhantes, assim como para a gestão e planejamento de unidades de conservação.

1.2 Objetivos

Objetivo principal:

A partir do desenvolvimento de modelos dinâmicos, avaliar as mudanças no uso e cobertura da terra contrastando-as com a política ambiental vigente e, assim, analisar a influência de políticas de intervenção e/ou gestão no desenvolvimento dos padrões espaciais na paisagem.

Objetivos específicos:

- Capturar e comparar as transições de uso e cobertura da terra e suas tendências entre as diferentes datas investigadas, bem como gerar estatísticas de uso e cobertura na área de estudo;
- Desenvolver modelos baseados em cadeias de Markov e em cadeias de Markov com Autômato Celular para fazer simulações de uso e cobertura da terra, e comparar o desempenho dos modelos construídos a partir de cada um destes diferentes métodos;
- Desenvolver um protocolo de construção de modelos de simulação de mudanças na paisagem por meio do uso de ferramentas de programação;
- Realizar simulações sobre o uso e cobertura da terra, gerando cenários futuros e do uso e ocupação passado;
- Considerando somente o impacto da ocupação humana e das atividades tradicionais caiçaras (pois não consideraremos variáveis externas no modelo), criar cenário hipotético de ausência de unidade de conservação – modelo contra factual – e compará-lo com o cenário com unidade de conservação, a fim de avaliar as diferenças nas paisagens.

1.3 Estrutura da dissertação

A dissertação está organizada da seguinte maneira: no capítulo 2 é feita uma fundamentação teórica sobre sistemas complexos e sua integração com o geoprocessamento para estudos na paisagem; algumas das importantes ferramentas nesta integração também são apresentadas. Em seguida, no mesmo capítulo, é feita uma revisão da literatura a respeito da aplicação de

modelos dinâmicos de paisagem e sua interface com sistemas complexos. No capítulo 3, a área de estudo é apresentada, destacando seus aspectos físicos, sociais e históricos. O capítulo 4 descreve os materiais e métodos utilizados tanto no trabalho com as fotografias aéreas, quanto para a construção e análise dos modelos baseados em cadeias de Markov e autômato celular. No capítulo 5 são apresentados os resultados alcançados com a implementação dos modelos, assim como uma interpretação destes. Por fim, o capítulo 6 traz uma discussão sobre o que foi desenvolvido na pesquisa, apontando para as vantagens e limitações da metodologia, propondo estudos futuros e tecendo considerações finais a cerca das análises realizadas.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Sistemas Complexos

Podemos encontrar o termo "sistemas complexos" sendo utilizado de diversas formas e em muitas áreas do conhecimento, para designar algo complicado ou difícil. Contudo, nos últimos anos ele tem recebido um significado muito mais específico, tomando a forma de uma nova área de pesquisa, ou ainda como colocam Bertelle et al. (2008), uma nova fronteira científica.

Tendo sido estabelecida como ciência, a área da complexidade se dividiu em muitos ramos, a partir dos quais teve seu desenvolvimento associado a alguma área de interesse específica, mas mantendo um objetivo em comum, o de compreender a complexidade de um sistema. Podemos citar aqui alguns ramos da ciência da complexidade: Cibernética, Teoria Geral de Sistemas, Sistemas Dinâmicos, Teoria do Caos e Teoria da Complexidade (LEITE, 2004).

Justamente por ser um termo usado por tantas áreas diferentes de investigação, faz-se necessário aqui defini-lo. Sucintamente, podemos definir sistema complexo como um sistema composto por vários agentes que interagem entre si, gerando padrões emergentes e de auto-organização (ÉRDI, 2007). Ou conforme Boccara (2010, p. VII e VIII, tradução nossa¹):

Embora não exista uma definição universalmente aceita de um sistema complexo, a maioria dos pesquisadores descreveria como complexo um sistema de agentes conectados que apresenta um comportamento global emergente não imposto por um controlador central, mas resultante da interação entre os agentes. Estes agentes podem ser insetos, pássaros, pessoas, ou empresas, e seu número pode variar desde centenas até milhões.

De acordo com Filotas et al. (2014), sistemas complexos são sistemas caracterizados por:

- Heterogeneidade: são formados por componentes diferentes entre si. Esta heterogeneidade pode ser expressa de diversas formas, como na natureza, no comportamento, na organização estrutural, na localização espacial ou na dimensão de cada componente.
- Hierarquia: os componentes de um sistema complexo são organizados hierarquicamente. Elementos de níveis diferentes interagem para formar uma arquitetura que caracteriza o sistema, através de relações inter-escalares, sejam espaciais, temporais, ou entre *stakeholders*.

¹ Texto original: Although there is no universally accepted definition of a complex system, most researchers would describe as complex a system of connected agents that exhibits an emergent global behavior not imposed by a central controller, but resulting from the interactions between the agents. These agents may be insects, birds, people, or companies, and their number may range from a hundred to millions.

- Auto-organização: processo pelo qual as interações locais entre os componentes do sistema causam padrões coerentes e organizados, sem que haja presença de um comando central. Auto-organização ocorre espontaneamente por todo o sistema, e gera feedbacks que afetam os componentes locais e reforçam ou enfraquecem estes padrões.
- Emergência: está associada à propriedade de auto-organização, uma vez que como consequência das dinâmicas auto-organizáveis do sistema emergem resultados notáveis e, na maioria das vezes, imprevisíveis, com potencial de trazer uma nova configuração ao sistema.
- Abertura: ao contrário de sistemas fechados, dizer que um sistema é aberto significa que suas dinâmicas são influenciadas por fatores externos, como energia, matéria e informação. A questão central aqui é a dificuldade de se determinar os limites ao sistema, estabelecendo o que é interno ou externo. Isto porque as dinâmicas entre escalas diferentes e os fenômenos emergentes não são delimitados; assim tais sistemas permanecem longe do equilíbrio, uma vez que seus componentes raramente são mantidos no espaço ou no tempo.
- Adaptação: refere-se a ajustes no comportamento e nos atributos dos sistemas complexos em resposta a mudanças externas. Adaptação é similar a auto-organização pelo fato de que os componentes interagem localmente a fim de melhorar o desempenho do sistema como um todo, mas difere no fato de que adaptação é externamente conduzida. Adaptação permite que um sistema modifique sua estrutura e composição para sustentar suas funções ou desenvolver outras novas.
- Memória: sistemas complexos acumulam informações do passado que influenciam sua trajetória futura. Esta memória pode vir de eventos pretéritos de mudanças persistentes na estrutura e composição do sistema, ou de algo menor ou ao acaso, mas que são reforçados por meio de feedbacks, e assim afetam seu comportamento futuro quando diante de uma situação já vivenciada.
- Não linearidade: implica que pequenas mudanças nas causas geram efeitos drásticos no sistema. Ocorre quando as saídas de um sistema são desproporcionais às entradas associadas. Esta característica cria sensibilidade às condições iniciais, de modo que pequenas alterações são amplificadas e levam a trajetórias divergentes.
- Incerteza: assume-se que as dinâmicas de sistemas complexos são instáveis e, portanto, extremamente difíceis de inferir através de previsões sobre seus estados futuros. Tal incerteza é resultado das propriedades já expostas aqui: não-linearidade, abertura, adaptabilidade, auto-organização e emergência.

Tais propriedades podem ser encontradas em diversos sistemas em nosso planeta, como na dinâmica em uma colônia de insetos ou no sistema imunológico do corpo humano, e até em uma escala maior como a economia mundial, por exemplo (MITCHELL, 2009).

Para representar estes sistemas, pesquisadores fazem usos de modelos, que nada mais são do que uma representação simplificada do sistema a ser estudado. Na ciência da complexidade esta representação é feita matematicamente, e requer intensa análise do sistema, já que seu objetivo deve ser reproduzir e/ou explicar o fenômeno com suficiente grau de fidelidade. Usando um modelo, também é possível fazer simulações a fim de prever o comportamento do fenômeno sob diferentes valores de seus parâmetros (BOCCARA, 2010).

Neste trabalho tratamos de sistemas complexos "dinâmicos". De acordo com Boccara (2010, p. 9 e 10, tradução nossa²) podemos entender este tipo de sistema da seguinte forma:

A noção de um sistema dinâmico inclui os seguintes ingredientes: um espaço de fase S cujos elementos representam possíveis estados do sistema; tempo t , o qual pode ser discreto ou contínuo; e uma lei de evolução (isto é, uma regra que permite a determinação do estado no tempo t a partir do conhecimento dos estados em todos os tempos anteriores). Na maioria dos exemplos, conhecendo o estado no tempo t_0 permite a determinação do estado em qualquer tempo $t > t_0$.

Assim, sistemas dinâmicos caracterizam-se principalmente por serem sistemas que mudam ao longo do tempo. A dinâmica de crescimento populacional, a regeneração de uma floresta, a competição por recursos e análise de mudanças na paisagem são alguns exemplos de sistemas dinâmicos ecológicos. Conforme já foi dito, tratamos aqui de um sistema dinâmico de mudanças na paisagem.

2.2 Sistema de Informação Geográfica e Sistemas Complexos no estudo da paisagem

De acordo com Zonneveld (1972, 1979 apud SOARES FILHO, 1998, p. 4), paisagem pode ser definida como a "parte do espaço na superfície terrestre abrangendo um complexo de sistemas caracterizados pela atividade geológica, da água, do ar, de plantas, de animais e do homem e por suas formas fisionômicas resultantes".

Paisagem é, portanto, o resultado do dinamismo entre todas as unidades que a compõem, sendo fruto da interação entre aspectos físicos e ecológicos de sistemas naturais com fatores socio-econômicos e políticos. Assim, há uma heterogeneidade espacial, presente na paisagem,

² Texto original: The notion of a dynamical system includes the following ingredients: a phase space S whose elements represent possible states of the system; time t , which may be discrete or continuous; and an evolution law (that is, a rule that allows determination of the state at time t from the knowledge of the states at all previous times). In most examples, knowing the state at time t_0 allows determination of the state at any time $t > t_0$.

a qual pode estar relacionada à atividade humana e/ou ecológica (HENDGES, 2007). Santos (2004) ainda complementa que a paisagem é a visualização do presente, porém carrega formas e atributos testemunhos de tempos passados.

Ao analisarmos a paisagem, é necessário observar o que Forman e Godron (1986 apud SOARES FILHO, 1998) denominam como "elementos de paisagem". Trata-se de elementos que visualmente possuem relativa homogeneidade em forma, cor, tamanho e textura. São unidades básicas da paisagem, ou pequenos ecossistemas, de origem natural ou antrópica. Espaço homogêneo significa que seus gradientes internos não podem ser distinguíveis, ou que possuem um padrão visual distinto em relação à vizinhança. Considerando a escala de uma paisagem do ponto de vista humano, tais elementos de paisagem podem ser visualizáveis em fotografias aéreas ou em imagens de satélite, podendo estes variar de alguns metros a alguns quilômetros de extensão, a depender da escala ou resolução espacial da foto ou imagem.

Assim, a análise de uma paisagem depende do reconhecimento, em diferentes escalas, dos elementos de paisagem, os quais aparecem como recortes homogêneos dentro de um todo heterogêneo. A composição formada a partir de tais recortes define um padrão estrutural particular a cada paisagem. Neste sentido, a estrutura pode ser vista como o resultado da(s) função(ões) geradora(s) que determina(m) a organização espacial dos elementos da paisagem, formando padrões no espaço (SOARES FILHO, 1998).

Em estudos de paisagem, seus elementos podem ser classificados quanto aos diferentes tipos de uso e cobertura que ocorrem sobre a superfície terrestre (SOARES FILHO, 1998). O uso da terra refere-se à maneira como determinados estados da superfície são utilizados pelo homem. Alguns exemplos de uso são: agricultura, habitações e área de extração de minérios. Já a cobertura da terra é aqui entendida como o estado biofísico da superfície terrestre; floresta, solo exposto e mar são exemplos de cobertura. Vale lembrar que tanto o uso quanto a cobertura não são estáticos, podendo se alterar com o passar do tempo.

Os diferentes usos e coberturas da terra que compõem uma paisagem são reflexos de mecanismos causais (e de componentes aleatórios, em menor proporção), gerando padrões que influenciam e são influenciados por outros processos naturais e sociais. Conforme Soares Filho (1998) pontua, o homem é capaz de causar significativa alteração na paisagem e, portanto, estudar seus elementos deve ir além de análises físicas e biológicas do ambiente, mas considerar também aspectos históricos, culturais e políticos que são refletidos na mesma, conectados aos diferentes tipos de uso e cobertura da terra.

A identificação e interpretação dos elementos de paisagem, a fim de atribuir-lhes significado analítico, como no caso da distinção entre formas de uso e cobertura, não é uma tarefa fácil, e

depende da escala temporal e espacial com a qual se pretende trabalhar, assim como do conhecimento do observador. Neste contexto, as ferramentas de geoprocessamento, partindo da captura da paisagem pelo sensoriamento remoto óptico (através de fotografias aéreas ou imagens de satélite), e passando pelas análises de estruturas e padrões visualizáveis em mapas armazenados em um Sistema de Informação Geográfica, são extremamente úteis para esta tarefa (BONHAM-CARTER, 1994).

Um Sistema de Informação Geográfica (SIG) é definido como um sistema computacional que permite trabalhar com dados espaciais, ou seja, dados que possuem uma localização – latitude e longitude – conhecida ou possível de ser calculada. Um SIG compreende um pacote de programas computacionais com uma interface de acesso ao usuário, permitindo a execução de uma série de funções (BONHAM-CARTER, 1994). Tais funções podem ser executadas por meio de comandos prontos disponíveis nesta interface, ou por meio de linguagem de programação, que consiste em declarar – manualmente – quais são as funções que o programa deve executar.

Em um SIG é possível trabalhar com mapas, imagens digitais e tabelas de dados que estejam geograficamente localizadas. Estes formatos diversos podem ser agrupados em um único banco de dados no SIG e, devido ao registro espacial, são sobrepostos espacialmente em forma de camadas, apesar de possuírem estruturas de dados diferentes (BONHAM-CARTER, 1994).

O termo *Geographic Information System* (posteriormente traduzido para o português como Sistema de Informação Geográfica) apareceu pela primeira vez na década de 1970, quando o avanço tecnológico permitiu que ferramentas de análise espacial pudessem ser comercializadas. Mas foi somente na década de 1980, quando o mundo passava por intensos avanços tecnológicos, principalmente quanto à capacidade computacional de armazenamento de dados e velocidade de processamento, que o SIG se tornou conhecido e amplamente utilizado. Nesta década uma série de softwares para manipulação de dados espaciais foi desenvolvida, e desde então o SIG tem sido adotado como ferramenta de análise e gestão em diversas áreas, como transporte, comércio, detecção de minerais e planejamento do uso do solo, por exemplo (BONHAM-CARTER, 1994). Além do mais, seguindo com os avanços científicos e tecnológicos, surgiram ferramentas que possibilitaram a integração do SIG com estudos de sistemas dinâmicos complexos, permitindo a criação de modelos integrados dinâmicos.

Complementando o que já foi exposto sobre sistemas complexos, podemos dizer que estes produzem comportamentos peculiares que exigem uma abordagem adequada para serem

compreendidos. Contudo, a ciência da complexidade ainda possui limitações, uma vez que um sistema complexo apresenta diferentes escalas de dimensão e heterogeneidade, motivo pelo qual é difícil encontrar uma modelagem que consiga representá-lo em sua totalidade. Na tentativa de superar esta limitação, a ciência da complexidade tem testado novos modelos e ferramentas para conseguir abranger suas inúmeras dimensões e aplicá-los a diferentes contextos, escalas e objetos.

Com isto, os SIGs estão sendo cada vez mais integrados a diversas técnicas de estudos da complexidade, de forma a melhorar a capacidade de representar e analisar mais fielmente a realidade dos sistemas complexos. Isto porque o SIG possui a vantagem de permitir a espacialização e a visualização das mudanças ao longo do tempo e, quando acoplado a um modelo matemático, ganha características dinâmicas. Almeida et al. (2007, p. 494 e 493) apresentam três fortes razões para a integração entre SIG e sistemas complexos em estudos na área ambiental:

Primeiramente, o fato de que a representação espacial é crítica à solução de problemas ambientais, porém os SIG carecem de recursos preditivos e analíticos para lidar com problemas complexos. Segundo, ferramentas de modelagem não dispõem de componentes analíticos espaciais suficientemente flexíveis como aqueles encontrados em SIG, e são frequentemente inacessíveis ao público não-especialista. Terceiro, modelagem e SIG podem ambos adquirir maior robustez através de mútua cooperação e co-evolução.

Ao integrar tais técnicas, os mapas, já conhecidos na área de SIG, podem agora ser tratados como uma grade celular disposta sobre a paisagem, na qual os pixels da imagem passam a ser os objetos da modelagem. Isto permite dividir grandes áreas heterogêneas de análise (a paisagem como um todo, incluindo seus recortes) em pequenas unidades dispostas em células (os pixels da imagem), sobre as quais são impostas regras de transição (TIM, 1994). Por meio desta grade, os cenários representativos de diferentes conjunturas socioeconômicas e ambientais da paisagem podem ser manipulados e seus resultados mais claramente visualizados. Trata-se, portanto, da produção de modelos espacialmente explícitos, que são capazes de simular a evolução de um sistema, reproduzindo seus padrões espaciais e projetando assim os resultados desta dinâmica. Outra vantagem é poder analisar diversos tipos de dados (mapas temáticos, imagens, matrizes) de forma simultânea, além da possibilidade de fazer simulações de estados futuros ou passados, considerando cenários hipotéticos. Principalmente em casos em que se trabalha com populações humanas e naturais, a visualização destes cenários não seria possível de se fazer por meio de experimentos reais. Assim, estes modelos são extremamente úteis ao planejamento territorial, por possibilitarem a

exploração e visualização de diferentes intervenções com vistas ao desenvolvimento (ALMEIDA et al. 2007).

Seguindo nesta direção, integrando o SIG com a ciência da complexidade, trabalhamos aqui com um modelo dinâmico de uso e cobertura da terra, o qual é considerado um artifício importante para apoio ao planejamento do território (KUHN, 2005). Além dos processos em SIG, tratamos também das propriedades dos autômatos celulares e das cadeias de Markov, os quais são descritos a seguir.

2.3 Algumas ferramentas em modelagem de Sistemas Complexos: Autômatos celulares e cadeias de Markov

2.3.1 Autômatos celulares

O conceito de autômato celular (AC) foi originalmente descrito por Jonh Von Neumann e apresentado nos trabalhos publicados por Ulam na década de 50. O objetivo de ambos os pesquisadores era encontrar uma maneira de, por meio de regras de interação, representar um comportamento evolutivo dos sistemas naturais que observamos no mundo real. Estas regras apontariam para padrões de auto-organização e auto-replicação de organismos. Um exemplo é o famoso modelo de AC proposto por Jonh Horton Conway na década de 1970, chamado de o Jogo da Vida (*Game of Life*), no qual, por meio de regras simples, Conway tentou representar os processos da vida e sua evolução (nascimento, manutenção do estado e morte) (MITCHELL, 2009).

Paralelamente, no início da década de 1970, os autômatos celulares também começaram a ser usados na geografia quantitativa, devido principalmente ao trabalho de Waldo Tobler. Nesta época, Tobler trabalhava na Universidade de Michigan, EUA, e junto com outros colegas estudava as teorias de auto-reprodutibilidade das máquinas. Partindo disto, Tobler propôs modelos de espaço celular para o desenvolvimento da cidade de Detroit. Mas somente no final da década de 1970 é que ele passou a se dedicar intensivamente a estudar a aplicabilidade da integração dos autômatos celulares em um ambiente de SIG, o que resultou em seu artigo intitulado *Cellular Geography*. No final dos anos 1980, as aplicações de autômatos em SIG começaram a se consolidar e se aprimorar, em grande parte graças aos trabalhos da pesquisadora Helen Couclelis, na Universidade de Santa Barbara, EUA (ALMEIDA et al., 2007).

Autômatos celulares podem ser definidos da seguinte maneira:

Um autômato celular é um modelo de mundo com uma física muito simples. "Celular" significa que o espaço é dividido em pedaços discretos, chamados de células. Um "autômato" é uma máquina que executa cálculos – que poderia ser uma máquina real, mas mais frequentemente a "máquina" é uma abstração matemática ou uma simulação de computador (DOWNEY, 2012, p. 51, tradução nossa³).

Autômatos Celulares consistem de muitas unidades simples de processamento, as já mencionadas células. Estas são identicamente programadas para modificarem seus estados ao longo do tempo de acordo com regras de transição relativamente simples, que determinam como as células interagem com sua vizinhança (outras células espacialmente próximas). São modelos matemáticos discretos no tempo, no espaço e nos estados das células do sistema. Cada célula se encontra num determinado estado previamente definido e, de acordo com tal regra, seu estado seguinte dependerá do seu estado atual e dos estados das células na sua vizinhança (HOEKSTRA, 2010).

Tais propriedades são comuns a qualquer modelo de AC, contudo, outras propriedades inerentes variam de acordo com o objetivo do modelo e das características do objeto que se pretende estudar. Estas propriedades referem-se à geometria e à estrutura do autômato celular. Quanto à geometria:

- Dimensão

Um modelo de AC pode ter de uma à n dimensões, sendo mais comum encontrarmos modelos de até 3 dimensões. Um AC de uma dimensão (1d) possui uma sequência linear de células justapostas, onde o próximo estado de cada célula depende do seu estado atual e das duas células que se encontram de cada lado desta. Já o modelo bidimensional (2d) é composto por células que preenchem todos os lados de cada célula (horizontal e verticalmente), formando um plano. No modelo tridimensional (3d) ocorre a distribuição das células em nível espacial, ou seja, já não é mais um plano, e encontramos células sobrepostas umas às outras. Quanto maior a dimensão do modelo, maior também é a complexidade da relação entre uma célula e sua vizinhança (HOEKSTRA, 2010).

Podemos assim dizer que a dimensão de um AC se refere a sua vizinhança. Ao construir um modelo, deve-se estabelecer o tamanho da vizinhança, ou seja, quais serão as células consideradas vizinhas e que, portanto, interferirão no estado futuro de cada célula. A Figura 1 mostra alguns exemplos de diferentes tipos de vizinhança em um modelo 2d.

³ Texto original: A cellular automaton is a model of a world with very simple physics. "Cellular" means that the space is divided into discrete chunks, called cells. An "automaton" is a machine that performs computations – it could be a real machine, but more often the "machine" is a mathematical abstraction or a computer simulation.

Figura 1 - Modelos de vizinhança

Fonte: Adaptado de Hoekstra, 2010

Os tipos de vizinhanças mostrados na Figura 1 são as chamadas vizinhanças de vonNeumann (vonNeumann, $r=1$ e vonNeumann, $r=2$), vizinhança de Moore, e um exemplo de vizinhança aleatória (random). Em cada um destes exemplos, as células na cor azul são as consideradas vizinhas da célula de cor preta, dentre uma gama de células que preenche todo o espaço do sistema (todas as células na grade 5x5). Assim, o estado futuro da célula preta dependerá de seu próprio estado e do estado atual das células de cor azul, mas não das células brancas. Isto se aplica a cada uma das células em particular no sistema (HOEKSTRA, 2010).

- Formato

Refere-se ao formato de cada célula, que pode ter inúmeras representações, sendo as mais comuns os formatos triangular, quadrangular e hexagonal. Importante destacar que o formato escolhido não importa, mas que, uma vez determinado, este formato deverá ser igual para todas as células, durante todas as simulações, determinando uma geometria regular ao sistema (HOEKSTRA, 2010). Na Figura 1 temos células no formato quadrangular.

Quanto à estrutura:

- Estado

Refere-se ao conjunto de valores possíveis que cada célula do sistema poderá obter. Este valor pode ser Booleano (0 ou 1) ou qualquer conjunto finito de número representando cada estado. Por exemplo, em um sistema em que os estados são área desmatada, floresta, pasto e área urbana, os estados poderiam ser 1, 2, 3 e 4, cada um destes representando uma destas situações de uso ou cobertura da terra, respectivamente. Importante colocar também que cada célula pode assumir somente um valor no instante t (HOEKSTRA, 2010).

- Regras de transição

Conforme já apresentado, regras de transição são as imposições do modelo para determinar o estado da célula no próximo instante. Ao criar regras de transição, estas devem ser o mais próximo possível da realidade que se pretende reproduzir. Tais regras podem ser determinísticas ou probabilísticas (também chamadas de não determinísticas ou estocásticas). As regras determinísticas impõem com exatidão qual será o próximo estado da célula, ou seja, a evolução de um sistema no tempo e no espaço pode ser prevista, dado o conhecimento de certas condições iniciais (SOARES FILHO, 1998). Já as regras probabilísticas geram resultados com base em probabilidades, ou seja, não é possível inferir com exatidão qual será o estado futuro da célula, somente uma estimativa de acordo com o cálculo de qual estado será o mais provável. Por dependerem de fatores aleatórios, cada vez que o modelo estocástico é rodado um resultado diferente pode ser obtido (HOEKSTRA, 2010).

Podemos, ainda, classificar as regras de transição como sincrônicas, quando todas as células se alteram ao mesmo tempo; ou assincrônicas, referindo a um modelo em que as células mudam de estado seguindo uma ordem arbitrária. De modo geral, os modelos sincrônicos são os mais comuns (HOEKSTRA, 2010).

2.3.2 Cadeias de Markov

Processo de Markov é um processo estocástico em que o estado futuro depende apenas do estado presente, não importando os estados passados. Também pode ser dito como um sistema de transição de estados, que pressupõe estacionaridade na influência das variáveis externas (NORRIS, 1998).

Processos de Markov também podem ser representados pela teoria de grafos. Grafos consistem de nós (ou vértices) que são interligados um ao outro (com diferentes graus de ligação) por meio de arcos (ou links). A teoria de grafos afirma que o comportamento de um sistema segue a ordem de ligação dirigida pelos seus arcos, onde cada nó representa um

estado do sistema, que sendo dinâmico pode assumir o estado de outro nó que esteja a ele conectado. Este padrão de conexões entre os nós (topologia), e a possibilidade de mudanças de estados são os principais objetos de estudo da teoria (HAYES, 2000).

Figura 2 - Grafos e Processos de Markov

Fonte:

Meirelles e Almeida, 2007

Na Figura 2, os estados são os círculos e os arcos as possibilidades de transição. A representação matemática deste grafo é a matriz de transição de estado, onde o número de linhas e de colunas corresponde ao mesmo número de estados (nós) existentes no sistema.

Cada elemento da matriz corresponde à probabilidade de mudança do estado do índice-linha para o estado do índice-coluna do elemento; por exemplo, mt23 representa a probabilidade de mudança do estado 2 para o estado 3 em um passo, considerando-se passo o tempo em que ocorre ou é medida a mudança de estado (MEIRELLES e ALMEIDA, 2007, p. 509).

A matriz de transição de estado tem a capacidade de representar o comportamento do sistema descrito por uma Cadeia de Markov. A cadeia de Markov nada mais é que um subconjunto dos processos de Markov, quando se trata de células que possuem seu espaço de estado discreto (NORRIS, 1998). Nesta pesquisa, trabalhamos com cadeias de Markov.

Para se construir a matriz de transição, no caso de a base de dados ser composta por imagens de sensoriamento remoto, podemos fazer uso de ferramentas de álgebra de mapas da seguinte forma:

1. Construir matriz de área

Trata-se de uma matriz construída a partir da análise de duas imagens de sensoriamento remoto em tempos diferentes, mas de uma mesma área. Cada célula desta matriz informa o número de pixels que sofreu transição do estado de origem

(indicado pela linha onde se encontra) para outro estado no período seguinte (coluna correspondente). Na diagonal da matriz estão os elementos da imagem (representados em número de pixels) que permaneceram em um mesmo estado de um período de tempo para o outro.

2. Calcular vetores de estado (X)

O vetor de estado do tempo 1 é calculado a partir da soma de todos os elementos de cada linha da matriz de área, enquanto que para o vetor de estado do tempo 2 soma-se todos os elementos de cada coluna da mesma matriz de área. Subtraindo os valores do vetor de estado do tempo 2 pelos respectivos valores de estado do tempo 1, dentro de cada estado, é possível detectar de forma resumida as mudanças na paisagem. Resultados com valores positivos indicam que houve incremento de determinado estado (classe) na paisagem, enquanto que valores negativos indicam diminuição, e o valor zero mostra que não houve mudança global desse estado entre os dois períodos. Contudo, de acordo com Meirelles e Almeida (2007), essa análise deve ser cuidadosa, pois mascara importantes transições que só podem ser observadas pela correspondente matriz de área.

3. Calcular valores dos campos da matriz de transição de estado (P)

A matriz de transição, também chamada de matriz de Markov ou matriz de probabilidades (KOLMAN; HILL, 2006), é uma matriz estocástica com igual número de linhas e colunas:

Ela é uma representação matemática dos processos de Markov (ou “Cadeias de Markov”) e é uma formalização da modelagem de sistemas, que os descrevem como um processo estocástico. Assim, um sistema é caracterizado pelos seus estados e a forma pela qual eles se alternam (SILVA, 1992 apud MEIRELLES e ALMEIDA, 2007, p. 508).

Cada elemento da matriz de transição representa a probabilidade de mudança de uma classe para outra, e é calculado da seguinte forma: cada elemento de uma linha da matriz de área é dividido pelo somatório de todos os elementos da correspondente linha (vetor de estado). Além disso, "a matriz de transição é dinâmica, pois permite que as probabilidades de transição se modifiquem em função do tempo t , onde t é discreto" (DIMURO, 2002, p.38).

4. Matriz de transição de estado líquida

A matriz de transição de estado (P) apresentada previamente é também referida como matriz de transição global pois, calculada da forma como foi descrita, determina a matriz de transição para um determinado t , em que t representa um período de tempo

transcorrido entre o estado inicial e o estado final. Contudo, podemos querer projetar as tendências de mudanças em unidades menores de t , como por exemplo em bases anuais⁴. Seguindo as propriedades de matrizes ergódicas, podemos encontrar a matriz líquida tirando a raiz n -ésima da matriz de transição, sendo n o número de passos pelo qual se deseja dividir o intervalo de tempo analisado t (intervalo que foi utilizado para construir a matriz de transição). Por exemplo, se o intervalo foi de 10 anos, podemos dizer que ocorreram 10 passos se quisermos "anualizá-la", ou em 120 passos, se estivermos tratando de meses, e assim por diante. O que pode ser mais facilmente compreendida pela seguinte expressão (CUEVAS; MAS, 2008):

$$P^{\frac{1}{t}} = H V^{\frac{1}{t}} H^{-1} \quad (1)$$

Onde P é a matriz de transição global, H e V são seus autovetores e autovalores, respectivamente, e $1/t$ é a fração desejada do intervalo de tempo (por exemplo, se o intervalo de tempo for de 10 anos, a fração anual corresponderia a $1/10 = 0,1$) (CUEVAS; MAS, 2008).

Por meio desta propriedade encontramos uma nova matriz p , agora líquida. Isto nos permite trabalhar com as probabilidades de Markov da seguinte forma:

$$X_{(t+n)} = p^n * X_{(t)} \quad (2)$$

Onde $X_{(t)}$ é o vetor de estado, p é a matriz de transição líquida e n é o número de passos dentro do intervalo t . Assim, como resultado deste cálculo, teremos a projeção do estado do sistema no tempo $t + I$.

Para além das propriedades Markovianas, podemos incrementar nosso modelo dinâmico da paisagem integrando as potencialidades dos autômatos celulares. Esta integração é vista com mais detalhes no item a seguir.

2.3.3 Integrando Autômatos celulares e cadeias de Markov

Um problema inerente a análise baseada somente em processo de Markov é que este não fornece informação espacial, ou seja, não há conhecimento da distribuição espacial de ocorrências dentro de cada classe – apesar de as probabilidades de transição poderem ser

⁴ Exemplificamos aqui com uma base anual devido ao fato de no presente trabalho tratarmos de passos anuais; contudo, o passo de tempo poderia compreender qualquer extensão de tempo (dias, meses, semanas, etc.), uma vez que as unidades de tempo são apenas uma referência externa.

bastante precisas para cada uma delas. Assim, o AC é usado para adicionar um caráter espacial ao modelo (NADOUSHAN et al., 2015).

Além disto, por considerar vizinhança, integrar AC ao Markov é de grande interesse para criar/gerar modelos de mudanças no uso e cobertura da terra, nos quais a proximidade é um elemento espacial fundamental para a dinâmica de eventos de mudança. Isto significa que uma célula pode ter maior tendência para mudar para uma classe diferente de sua original quando estiver espacialmente próxima a células pertencentes a esta outra classe (MEIRELLES; ALMEIDA, 2007).

Retomando a definição de Markov, podemos dizer que um processo markoviano é aquele em que o estado de um sistema no tempo $t+1$ pode ser previsto pelo seu estado no tempo t , dada uma matriz de probabilidades de transição. Também já vimos que autômatos celulares são descritos como uma malha composta por células, cujos estados futuros dependem do seu próprio estado e do estado das células vizinhas, de acordo com um conjunto de regras de transição (SOARES-FILHO, 2002b). A utilização conjunta da cadeia de Markov e autômato celular é feita utilizando a própria matriz de transição como regra para as mudanças de estados, enquanto que o AC pondera as transições de acordo com a vizinhança local de cada célula (ALMEIDA et al., 2007). A fim de simplificação, no presente trabalho, um modelo que faça essa integração é chamado de AC-Markov.

Caso necessário, também pode ser usado no modelo mapa(s) de aptidões, que sobrepostos a grade regular do autômato impõe restrições de regiões onde mudanças não podem ocorrer. Tais como em áreas de proteção ambiental, por exemplo. Neste caso, a região de proteção deverá receber valor nulo para a simulação da expansão da mancha urbana. O número de rodadas que o modelo deve executar também é um dado essencial para a simulação (MEIRELLES; ALMEIDA, 2007).

2.4 Modelos dinâmicos da paisagem

Conforme foi visto previamente, considera-se que existe uma relação de dependência entre as feições visíveis nos mapas e os aspectos ecológicos e sociais da paisagem, feições estas que podem ser analisadas como diferentes formas de uso e cobertura da terra (CALDEYRO, 2013).

Alterações no uso e cobertura da terra possuem um espaço importante no estudo de mudanças globais, como a perda de biodiversidade, o aquecimento global e os desastres naturais (REIS, 2008). Investigar a estrutura da paisagem, as mudanças que nela ocorrem e, a partir disso, as

possíveis projeções que podem ser feitas, é essencial para o estudo das funções e processos dos ecossistemas, para a gestão sustentável dos recursos e para o planejamento efetivo do território (MATSUSHITA et al., 2006).

Para melhor entender processos de mudança da paisagem, sendo eles induzidos pelo homem, pela natureza ou ambos, pesquisadores tem procurado desenvolver modelos de simulação dinâmicos, os quais focam em replicar os caminhos de evolução da paisagem (possibilitando assim a compreensão dos mecanismos impulsionadores) ou simular cenários futuros (com a opção de testar diferentes hipóteses). Baker (1989) e Sklar e Costanza (1990) fazem uma revisão detalhada dos diversos modelos dinâmicos da paisagem, e apontam uma tendência para o desenvolvimento de modelos especialmente desenhados para analisar e reproduzir, em um ambiente computacional, os padrões espaciais resultantes de mudanças no ambiente. Além disto, estes modelos objetivam a integração de diversas escalas temporais e espaciais, e da dimensão humana e natural, para representar sistemas dinâmicos complexos (SKLAR; COSTANZA, 1990).

Tais modelos dinâmicos da paisagem são atualmente aplicados em uma série de estudos como, por exemplo, em análise de mudanças climáticas (WHITE; ENGELEN, 1997; ENGELEN et al., 1997; GEORGESCU et al., 2014); em estudo de forças direcionadoras do desmatamento em florestas tropicais (LAMB et al., 2005; GEIST; LAMBIN, 2002; GEIST; LAMBIN, 2001; MERTENS et al., 2002); em simulação de incêndios florestais (CLARKE et al., 1994); na avaliação das taxas e padrões de desmatamento (OLIVEIRA-FILHO; METZGER, 2006; ACHARD et al., 2002); na análise de sustentabilidade no desenvolvimento urbano (LI; YEH, 2000); em estudos em saúde pública (GONG et al., 2012); na detecção de áreas prioritárias para conservação (HE et al., 2005); na identificação de padrões no sistema viário (BARTHELEMY, 2015); e na análise de mudanças de uso e cobertura da terra (GARCIA et al., 2007; SOARES-FILHO et al., 2006; SOARES-FILHO et al., 2004; SOARES-FILHO et al., 2002b; SOARES-FILHO et al., 2001; PONTIUS JUNIOR et al., 2001; WALSH et al., 2008; FLAMENCO-SANDOVAL et al., 2007; ALMEIDA et al., 2003; WU et al., 2006; FAN et al., 2007; NOURI et al., 2014; WHITE et al., 1997; NADOUSHAN et al., 2015; MONDAL; SOUTHWORTH, 2010; PETERSON et al., 2009; EL-HALLAQ; HABBOUB, 2015; CUEVAS; MAS, 2008; LAMBIN et al., 2003; CLARKE; GAYDOS, 1998; SOEPBOER, 2001; HENDGES, 2007).

Conforme já exposto, no presente trabalho desenvolvemos um modelo dinâmico da paisagem com foco neste último tipo de estudo aqui listado, o de mudanças de uso e cobertura da terra. Revisando a literatura, podemos perceber que dentre os modelos de mudanças de uso e

cobertura da terra predominam três métodos de modelagem: aqueles que usam somente processos de Markov ou somente autômato celular (AC), aqueles que usam processos de Markov e autômato celular integradamente (AC-Markov), e aqueles que além de usar Markov e/ou AC também incluem variáveis externas no modelo.

No artigo de White et al. (1997), os autores utilizam um modelo de simulação de mudanças de uso e cobertura da terra baseado apenas em autômatos celulares. As regras de transição do autômato são elaboradas de maneira a tentar reproduzir com maior fidelidade possível (sem deixar de considerar a necessidade de simplificação na representação que um modelo por si só exige) a dinâmica de evolução dos padrões de uso do solo encontrados em uma cidade. Neste modelo de AC o estado das células representa os diferentes usos da terra, e as regras de transição expressam a probabilidade de mudança de um estado para outro, em função tanto dos usos do solo existentes no raio de vizinhança pré-estabelecido, quanto da aptidão inerente da célula em questão em transicionar para outro estado. O propósito do artigo é explorar o potencial de modelos de autômatos celulares para modelar a dinâmica de uso do solo no meio urbano. Segundo os autores, existem padrões espaciais urbanos (que podem ser vistos como regras de transição do autômato) que são gerais e, portanto, possíveis de serem aplicados a qualquer modelo de cidade. O estudo é então aplicado a cidade de Cincinnati, EUA, com o objetivo de simular o padrão de uso da terra ocorrido no local entre os anos de 1840 e 1960. Os resultados das simulações sugerem que os modelos baseados em AC podem gerar uma representação razoável da dinâmica urbana e são capazes de incorporar um alto grau de detalhe espacial.

Já no artigo *Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest*, de Flamenco-Sandoval et al. (2007), os autores estudam um modelo baseado somente em processos de Markov, para analisar as mudanças de uso e cobertura da terra de uma unidade de conservação e em sua área adjacente. Trata-se de uma área de floresta localizada na porção noroeste do estado de Chiapas, no México, onde se encontra a Reserva da Biosfera Selva El Ocote.

Tendo como base imagens de sensoriamento remoto, as matrizes de transição e as probabilidades de mudanças foram construídas para três diferentes intervalos de tempo do passado. Observou-se, com isto, que houve uma acentuada alteração nos padrões de mudanças entre os três períodos. Utilizando cada um destes padrões, foram então projetados três cenários futuros para a cobertura florestal da região. Os resultados mostraram que o futuro da paisagem mudaria dramaticamente dependendo de qual destes padrões permanecesse no futuro, mas que em todos estes haveria uma significativa taxa de desmatamento. Assim, os

autores ressaltam a importância de abordagens multi-temporais para estudos de paisagem e conservação florestal. Os autores também pontuam que, apesar do grande potencial dos processos de Markov em identificar tendências de transição na cobertura florestal, o modelo ainda poderia ser incrementado adicionando a este um caráter espacial de simulação, na tentativa de diagnosticar a localidade das áreas mais vulneráveis ao desmatamento.

Nouri et al. (2014) usaram um modelo integrado de autômato celular e Markov para modelar as mudanças de uso e cobertura da terra para a cidade de Anzali, no Irã. Com base na análise temporal entre os anos 1989-2011, foi projetado um cenário futuro para 2021, o qual apontou para uma tendência crescente em direção à expansão da urbanização, inclusive sobre áreas ambientalmente protegidas. Assim como as tendências, com este modelo foi possível identificar a localização onde possivelmente estas mudanças na paisagem poderiam ocorrer. O artigo pontua a capacidade do modelo de autômato celular e Markov em identificar e mensurar a direção da expansão urbana em uma determinada localidade, o que pode ser usado pelos órgãos gestores no planejamento territorial.

De forma semelhante, Nadoushan et al. (2015) também trabalharam com um modelo integrado de autômato celular e Markov para simular mudanças futuras no uso e ocupação da terra em um ambiente urbano. Neste caso, contudo, o modelo foi aplicado sobre um contexto crítico de expansão urbana devido ao rápido processo de industrialização e crescimento populacional, também no Irã (cidade de Arak). Os resultados apontaram que se esta tendência continuar, nos próximos 10 anos a mancha urbana estará consideravelmente maior, acarretando em danos ambientais como perda de vegetação no entorno da cidade. Assim, o artigo também conclui sobre a importância destas técnicas de modelagem para a gestão local.

Fan et al. (2007), também aplicam um modelo de autômato celular e Markov, porém não só para modelar a expansão urbana, mas também para mensurar as alterações na área de terra destinada a agricultura. A área de estudo é uma porção do Delta do Rio das Pérolas (DRP), chamado de corredor central do DRP, o qual engloba 12 cidades e é uma importante zona para a economia da China. Os resultados mostraram uma tendência de aumento da área urbana e diminuição das zonas agrícolas. Foi previsto também que o aumento da área urbana deverá ocorrer mais intensamente no entorno de áreas previamente urbanizadas e ao longo de linhas de transporte das cidades. Interessante colocar que neste trabalho, além das análises estatísticas sobre as mudanças na paisagem, os resultados das simulações foram discutidos a luz dos acontecimentos políticos e econômicos ocorridos na China no mesmo período representado pelos mapas de uso e cobertura da terra, os quais foram utilizados como base

para a criação do modelo. Concluiu-se que a expansão urbana e a perda de terras agrícolas na área de estudo ocorreram de modo mais rápido que a média encontrada em toda a China.

Em um ambiente bastante diferente, tratando agora de uma área florestal, Mondal e Southworth (2010) utilizam de autômato celular e Markov para avaliar o efeito de uma política de conservação ambiental sobre a paisagem ao longo do tempo. A análise foi aplicada sobre a área da unidade de conservação Pench Tiger Reserve, em Maharashtra na Índia Central, e seu entorno num raio de 10km. Para tanto, os autores utilizaram uma abordagem diferente de análise, a qual denominaram de "contra factual", devido a intenção de simular o cenário atual desta área como se sobre ela não houvesse sido implantada uma área de proteção ambiental. Para tanto, os autores identificaram o padrão de transição ocorrido na área em décadas passadas, antes da implantação da unidade, e o utilizaram para projetar o cenário presente e compará-lo com o cenário real encontrado, de forma a visualizar quais foram as mudanças ocorridas como consequência de tal política.

Como resultado, observou-se que, na ausência desta política a área estaria menos florestada do que se encontra atualmente, e que a taxa de reflorestamento foi aumentando com o tempo após a intervenção. Inclusive a área do entorno da reserva, a qual não é diretamente afetada por tal política, estaria mais desmatada. Os autores concluem que a proposta de se combinar autômato celular e Markov num modelo de simulação "contra factual" para avaliar empiricamente intervenções de conservação foi eficaz e poderia ser transferível para qualquer outra configuração sócio-ecológica.

Até aqui, vimos que modelos integrados de autômato celular e Markov parecem ser úteis na identificação de padrões, tendências e localizações de mudanças na paisagem, e que estes modelos podem ser empregados em diversos tipos de contextos e cenários, com relativa precisão. Contudo, ainda podemos aumentar a complexidade dos modelos dinâmicos da paisagem incluindo nestes algumas variáveis externas. Tais variáveis externas costumam ser fatores sócio-econômicos e/ou físico-geográficos que de alguma forma podem estar correlacionadas com a causa das mudanças no uso e cobertura da terra. Estas são chamadas de variáveis externas por serem informações não contidas *a priori* em uma imagem de satélite ou fotografia aérea, sendo, portanto, necessário tratar tais informações de modo a espacializá-las, compondo um banco de dados geográficos que possa ser integrado com as imagens ou fotografias aéreas da área de estudo.

Walsh et al. (2008) estudaram um ambiente sócio-ecológico localizado no norte da Amazônia equatorial, numa região caracterizada como um *hotspot* de biodiversidade, que abriga também diversas comunidades indígenas. Neste modelo, foram utilizadas técnicas de autômato celular

incrementadas com variáveis externas objetivando compreender as relações entre indivíduos e o ambiente ao longo do tempo e do espaço, assim como analisar os mecanismos de *feedback* entre os fatores sociais, físicos e geográficos que influenciavam a dinâmica de mudanças no uso e cobertura da terra na área de estudo. Utilizando as variáveis selecionadas, foi criado um mapa de aptidão a mudanças de estado, e comparados dois cenários: o primeiro utilizou um modelo de autômato celular e técnicas de análise espacial para compreender a relação de tais variáveis com as mudanças na paisagem; e o segundo utilizou as mesmas ferramentas, porém alterou a variável renda monetária para explorar os efeitos dos aumentos na renda familiar sobre os padrões de mudança de uso da terra.

Os resultados do modelo mostraram que o aumento da renda familiar não significou maior alteração na cobertura florestal, o que poderia ser explicado pela hipótese de que este aumento estaria associado a uma urbanização da família, ou seja, a sua realocação para a cidade e/ou uma maior independência dos recursos naturais. Concluiu-se que a simulação espacial de autômatos celulares incrementada com variáveis externas permitiu uma melhor compreensão das relações extremamente complexas e não-lineares existentes entre os grupos humanos e o ambiente no qual se inserem, assim como intuir as causas e consequências das mudanças na paisagem.

Neste último artigo, Walsh et al. (2008) utilizaram técnicas de regressão para relacionar as variáveis externas e compreender a influência da renda sobre a paisagem, alterando seus parâmetros. Já Peterson et al. (2009) utilizaram técnicas de regressão para relacionar as variáveis externas, porém objetivando incrementar a grade de probabilidades do autômato celular, e assim melhor aproximar o modelo à realidade.

Estes autores (PETERSON et al., 2009) desenvolveram um modelo dinâmico da paisagem para compreender os padrões florestais e as tendências de mudança no uso e cobertura da terra considerando dois períodos: a era soviética e a era pós-soviética – nesta última houve a implantação de um novo código florestal, que modificou as formas de manejo florestal na região e, conseqüentemente, a dinâmica da paisagem. Para o modelo, foram integradas técnicas de autômatos celulares, cadeias de Markov e regressão logística para caracterizar os padrões e tendências entre os anos de 1975-1989 (era soviética) e 1990-2001 (era pós-soviética), e para desenvolver cenários de previsão até 2013. O modelo de regressão logística pretendeu quantificar o grau de influência das variáveis externas selecionadas (umidade do solo, distância de rodovias, distância dos rios e distância do centro urbano) sobre os padrões espaciais de tipos de cobertura da terra. A partir deste modelo foram criados mapas de probabilidade de transição, os quais entraram para as simulações com AC-Markov.

De modo geral, os resultados das simulações mostraram que se a tendência pós-soviética continuar haverá baixas taxas de corte de madeira e aumento do reflorestamento, principalmente próximo às rodovias de acesso. Caso contrário, seguindo o padrão da era soviética, haveria um aumento contínuo do corte florestal, com um consequente aumento do desmatamento. Assim, os resultados destacaram os efeitos reais e potenciais que estratégias de gestão divergentes podem ter sobre paisagens florestais, embora reconheçam que a inferência da causalidade nas tendências dos períodos de 1975-1989 e 1989-2001 está além do escopo do estudo realizado.

El-Hallaq e Habboub (2015) também utilizaram variáveis externas para incrementar a grade de probabilidades do autômato celular, porém fizeram uso de um modelo de Análise Multicritério para gerar um mapa de probabilidades para a simulação com AC-Markov. Os autores (op. cit.) desenvolveram este modelo para fazer previsões sobre o estado do Mar Morto no futuro, utilizando imagens de satélite dos anos 1984, 2000 e 2010.

A partir do padrão encontrado de 1984 a 2010, foram projetados cenários futuros para os anos de 2020, 2030 e 2040. Para a Análise Multicritério foram utilizados como dados de entrada os mapas batimétrico e de declividade que, juntamente com o mapa derivado dos processos de Markov, deram origem ao mapa de aptidão da zona do Mar Morto. As áreas previstas para 2020, 2030 e 2040 mostraram um encolhimento gradual da área total do Mar Morto, a partir da direção norte-noroeste do mapa. Concluiu-se que o modelo AC-Markov foi adequado para o estudo e previsão de estado de mares fechados, alertando para a necessidade de fomentar esforços para a preservação do Mar Morto.

Hendges (2007) construiu um modelo dinâmico de paisagem utilizando autômato celular e cadeias de Markov, e incluiu variáveis externas por meio de uma técnica baseada em inferências bayesianas, conhecida como pesos de evidência. Foram utilizadas imagens de satélite dos anos de 1988, 1998 e 2007, além de mapas temáticos da região, a fim de simular a evolução das florestas no Rio Grande do Sul para o ano de 2020, partindo de 2007. Nesta região, o governo do Rio Grande do Sul vem incentivando a prática do reflorestamento através do Programa Estadual de Florestamento desde 2003, o qual tem gerado divergências quanto a um possível desequilíbrio ambiental e econômico causado pelo excesso de áreas reflorestadas. Considerando esta hipótese, a pesquisa procurou simular como estaria a floresta no futuro, caso não houvesse sido implantado tal Programa (modelo contra-factual). Foram utilizados mapas de cobertura da terra como variável dependente, e mapas temáticos da distância de rios e de estradas, da declividade, da geomorfologia, da vegetação, do solo, da população, da renda, e de áreas destinadas à agricultura, pecuária e outras atividades de

extração florestal, como variáveis independentes para o modelo estocástico. Nos resultados, a simulação da paisagem florestal do Rio Grande do Sul para o ano de 2020 mostrou que mesmo na ausência do programa de florestamento, haveria um aumento de área florestal em quase todas as regiões do Estado, principalmente em áreas de espécies exóticas.

Cuevas e Mas (2008) também utilizaram autômato celular, cadeias de Markov e pesos de evidência para uma modelagem aplicada à municipalidade de La Huacana, uma zona rural localizada no estado de Michoacán, no México. As variáveis externas incorporadas no trabalho compreenderam: elevação, declividade, posse da terra, distância dos principais rios, das estradas, e dos estabelecimentos humanos. Estas variáveis foram utilizadas para incrementar o modelo de probabilidades da grade do autômato celular, e para compreender suas influências sobre as mudanças no uso e cobertura da terra. Utilizaram-se imagens de satélite dos anos 2000, 2003 e 2006, e cenários futuros foram projetados para o ano de 2015. Os cenários futuros foram construídos de modo participativo, com a ajuda dos moradores locais, que puderam sugerir razões para as mudanças na paisagem, e propor quais as tendências de mudanças que eles consideravam mais prováveis de acontecer no futuro. Com base neste trabalho participativo, os parâmetros do modelo foram alterados de modo a construir cenários futuros considerando três diferentes tendências de transição, e assim observar como poderia estar a paisagem para cada uma delas em 2015.

Os resultados da técnica de pesos de evidência mostraram que distância das rodovias foi o fator de maior influência na degradação ambiental, seguida pela distância de áreas urbanas e de rios. Já a presença de certas comunidades rurais foi considerada favorável à recuperação florestal. Os diferentes cenários construídos não apresentaram mudanças dramáticas devido ao curto tempo simulado, e porque a maior parte da área não havia sido alterada em períodos anteriores. Os autores concluíram que a construção do modelo a partir da perspectiva de moradores locais foi extremamente interessante tanto para enriquecer o modelo, quanto para conscientizar os moradores do processo de mudanças na paisagem que estavam ocorrendo no local, e assim fomentar a discussão acerca da proteção dos recursos naturais.

Em todos os estudos revisados nesta seção foram utilizadas ferramentas de sensoriamento remoto e de SIG, demonstrando sua potencialidade na detecção de mudanças no uso e cobertura da terra (WENG, 2002; DEWAN e YAMAGUCHI, 2009), fornecendo informações sobre o tipo, a quantidade e a localização de tais mudanças. Aliando-se estas ferramentas aos processos de Markov, AC, e de análise de variáveis externas, é possível construir um modelo dinâmico e obter informações úteis sobre as peculiaridades nas mudanças no uso e cobertura da terra e suas tendências para o futuro (NADOUSHAN et al., 2015).

Sendo assim, neste trabalho construímos modelos de Markov e AC para compreender a dinâmica de mudança da paisagem do local de estudo, assim como realizar simulações, utilizando softwares de sistema de informação geográfica, modelagem e programação. Apesar de reconhecer a importância de se incluir variáveis externas ao modelo, esta etapa não foi realizada principalmente por conta da escassez de dados multitemporais que pudessem alimentar tais variáveis.

Na revisão de literatura realizada, notou-se que os modelos dinâmicos da paisagem são, de modo geral, construídos a partir de pacotes prontos em softwares de modelagem⁵, o que faz com que a compreensão dos passos para construção do modelo fique bastante limitada. Tendo isso em vista, utilizando os mesmos dados de entrada (mapas de uso e cobertura da terra e matriz de transição), desenvolvemos os modelos por meio do uso de ferramentas de programação e, assim, pudemos compreender e demonstrar passo a passo suas concepções. Não encontramos, na literatura, estudos que compararam os resultados obtidos a partir da modelagem usando Markov e AC-Markov, em aplicações sobre uma mesma área de estudo. Desta forma, pretendemos aqui trazer resultados que ajudem a superar tal lacuna nas pesquisas em modelagem dinâmica da paisagem.

⁵ Podemos citar como exemplos: Software IDRISI, utilizado nos trabalhos de Nouri et al. (2014), Nadoushan et al. (2015), Mondal & Southworth (2010) e El-Hallaq & Habboub (2015); Software DinamicaEGO, presente nos trabalhos de Cuevas & Mas (2008), Hendges (2007), Soares-Filho et al., 2001, 2002b, 2004, 2006; e o Software TerraMe no trabalho de Flamenco-Sandoval et al. (2007).

3. ÁREA DE ESTUDO

3.1 Unidades de conservação

A lei federal nº 9.985/00 define unidade de conservação como:

Espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção (BRASIL, 2000).

A primeira unidade de conservação surgiu nos Estados Unidos em 1872, com a criação do Parque Nacional de Yellowstone. A criação deste parque seguia a linha de pensamento preservacionista vigente na época, a qual defendia que tais áreas deveriam receber proteção total, ser completamente desabitadas, e as únicas atividades permitidas seriam de caráter educativo ou de contemplação. Predominava a visão de que há uma dissociação intrínseca entre homem e natureza e que, portanto, a preservação só seria alcançada na ausência do primeiro (BRITO, 2000).

Discussões com relação à definição e regulamentações destas áreas começaram a ocorrer mais intensivamente deste então, e no século subsequente o mundo viu uma expansão do estabelecimento de áreas naturais protegidas, principalmente devido à preocupação da comunidade internacional com a significativa perda da biodiversidade que estava ocorrendo em quase todos os países (BRITO, 2000). Contudo, este molde preservacionista de unidade de conservação começou a gerar uma série de conflitos com populações locais, em todo o mundo. Segundo Diegues (2000, p. 11):

A implantação de áreas protegidas na África, Ásia e América Latina, nas primeiras décadas do presente século (XX), começou a gerar conflitos sociais e culturais sérios com as populações locais. Estes se tornaram ainda mais sérios a partir da década de 70, quando estas comunidades locais/tradicionais começaram a se organizar e, em muitos casos, a resistir à expulsão ou à transferência de seus territórios ancestrais, como dita o modelo preservacionista.

Estes conflitos ocorreram ao redor de todo o mundo e, como consequência, despertaram a atenção da comunidade internacional (DIEGUES, 2000). Desde então, foram realizadas conferências e congressos mundiais sobre unidades de conservação e áreas protegidas (WEST et al., 2006; SCHERL et al., 2006), criados programas e desenvolvidos inúmeros estudos⁶,

⁶ Na América Latina, podemos destacar os trabalhos de Amend & Amend (1992): *Espacios sin habitantes?: parques nacionales de América del Sur*; Gómez-Pompa & Kaus (1992): *Taming the wilderness myth*; Diegues (1993): *O mito moderno da natureza intocada: populações tradicionais em unidades de conservação*; Schwartzman (1999): *Forests under siege: lessons from the past, proposals for the future*; Adams (2000b): *Caiçaras na Mata Atlântica: pesquisa científica versus planejamento e gestão ambiental*; West et al (2006): *Parks and peoples: the social impact of protected areas*, dentre outros.

levando a considerações sobre a necessidade de incorporar a população local às unidades de conservação. Este debate influenciou uma evolução na definição das categorias de unidades de conservação até chegarmos ao modelo estrutural que encontramos hoje, definido pela International Union for Conservation of Nature⁷(IUCN) em 1994, e que inclui certas categorias que permitem a ocupação humana (MEDEIROS, 2006).

No cenário nacional, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, estabelecido no ano de 2000, é responsável por organizar tais unidades (BRASIL, 2000). O SNUC divide as unidades de conservação em dois grandes grupos, visando abarcar diferentes objetivos e ações de conservação: unidades de proteção integral e unidades de uso sustentável (BRASIL, 2000). As UCs de proteção integral visam à preservação da natureza com o mínimo de intervenção humana possível, e permitem apenas o uso indireto de seus recursos naturais, ou seja, o uso que não envolva o consumo, a coleta, dano ou a destruição dos mesmos. As UCs de uso sustentável têm como objetivo a conservação da natureza, mas permitem o uso direto de parcela de seus recursos naturais; assim, tem a intenção de compatibilizar proteção do ambiente com intervenção humana controlada e sustentável (ICMBIO). Em sua formulação, uma UC de uso sustentável reconhece que populações humanas locais, com características culturais específicas, fazem parte deste espaço de conservação e, portanto, permite a permanência das mesmas dentro dos limites da unidade, sob certas regras de manejo (DUDLEY, 2008).

Contudo, este reconhecimento não impede a ocorrência de inúmeros conflitos observados entre os órgãos responsáveis pelas unidades de conservação e as populações locais – seja no caso de implantação de unidade de proteção integral, devido ao fato de expulsar a população residente; seja no caso de implantação de unidade de proteção de uso sustentável, por conta da falta de promoção, por parte dos órgãos públicos, do envolvimento comunitário na gestão da unidade (DIEGUES, 2000). Além destes conflitos, ainda existe o problema da degradação ambiental dentro da própria unidade que, segundo alguns estudiosos, ocorrem por falhas na gestão ou na fiscalização e, principalmente, por falta de investimento público. Para outros, contrários ao modelo norte-americano de UCs sem habitantes, a principal razão da degradação estaria no próprio formato no qual estas UCs são criadas e mantidas, ao não adotar uma gestão participativa de base comunitária (DIEGUES, 2000).

⁷ A classificação da UICN trata-se de uma classificação internacional, que define 6 categorias de unidades de conservação: reserva natural estrita ou área primitiva; parque nacional; monumento natural; área de manejo de *habitats* ou espécies; paisagem terrestre ou marinha protegida, e área protegida com recursos manejados (DUDLEY, 2008).

Ainda de acordo com o SNUC, as unidades de conservação também podem ser divididas pelo seu nível político-administrativo, podendo ser nacionais, estaduais ou municipais (BRASIL, 2000). No Anexo I pode ser vista a lista de categorias de unidades de conservação divididas entre os grupos de proteção integral e de uso sustentável, e ainda aquelas que podem ser de âmbito estadual ou municipal (sendo que as categorias não especificadas são de âmbito nacional).

O SNUC também define o conceito de "mosaico de unidades de conservação", que corresponde a um "conjunto de unidades de conservação de categorias diferentes ou não, próximas, justapostas ou sobrepostas, e outras áreas protegidas públicas ou privadas" (...), em que sua gestão deve ser de forma "integrada e participativa, considerando-se os seus distintos objetivos de conservação, de forma a compatibilizar a presença da biodiversidade, a valorização da sociodiversidade e o desenvolvimento sustentável no contexto regional" (BRASIL, 2000, art. 26).

A área de estudo definida aqui compreende o Parque Estadual do Itinguçu, que é parte integrante do Mosaico de Unidades de Conservação Juréia-Itatins (MUCJI), o qual incorporou conflitos entre seus habitantes e os órgãos gestores que se arrastam desde a criação da antiga Estação Ecológica de Juréia-Itatins (Decreto Estadual nº 24.646 de 1986) (SANCHES, 2016). O mosaico é composto por 6 unidades de conservação, sendo 4 de proteção integral e 2 de uso sustentável (SÃO PAULO, 2013). A lista destas unidades de conservação, o grupo ao qual pertencem, e as especificações das categorias estão no Quadro 1, a seguir.

Quadro 1 - Unidades de conservação pertencentes ao mosaico Juréia-Itatins

GRUPO	Unidade de Conservação	Especificações quanto a categoria
Proteção integral	Estação Ecológica (EE) Juréia-Itatins	EE - Tem como objetivo a preservação da natureza e a realização de pesquisas científicas. Área de domínio público, sendo proibida a moradia de pessoas dentro de seu perímetro. É também proibida a visitação pública, exceto com finalidade educacional.
	Parque Estadual (PE) do Prelado	PE - Tem como objetivo a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação e de turismo ecológico. A área é de domínio público, sendo proibida a moradia de pessoas dentro de seu perímetro. A visitação pública e a pesquisa científica estão sujeitas às normas e restrições estabelecidas no Plano de Manejo.
	Parque Estadual (PE) do Itinguçu	PE - (Idem)
	Refúgio de Vida Silvestre (RVS) Ilhas do Abrigo e Guararitama	RVS - Tem como objetivo proteger ambientes naturais onde se assegurem condições para a existência ou reprodução de espécies ou comunidades da flora local e da fauna residente ou migratória. Apesar de ser área de domínio público, o RVS pode ser constituído por áreas particulares, quando estas estiverem de acordo com as exigências legais específicas em questão. Exceto nestas condições, é proibido a moradia de pessoas dentro de seu perímetro. A visitação pública e a pesquisa científica estão sujeitas às normas e restrições estabelecidas no Plano de Manejo.
Uso sustentável	Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) do Despraiado	RDS - Objetiva a proteção da natureza e a manutenção da diversidade biológica e cultural. Constituída por área natural que abriga populações tradicionais que vivem basicamente em sistemas sustentáveis de exploração dos recursos naturais, desenvolvidos ao longo de gerações e adaptados às condições ecológicas locais. O uso feito por tais populações é regido por contrato de concessão de direito real de uso. A área é de domínio público, e as propriedades particulares incluídas em seus limites devem ser, quando necessário, desapropriadas. É permitida visitação pública e a pesquisa científica voltada à questões ambientais. A exploração de componentes dos ecossistemas naturais e a substituição da cobertura vegetal por espécies cultiváveis são permitidas, desde que sujeitas ao plano de manejo.
	Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) da Barra do Uma	RDS - (Idem)

Fonte: Adaptado de São Paulo, 2013 e Brasil, 2000

A Figura 3 mostra a localização do MUCJI no estado de São Paulo. O MUCJI e duas Áreas de Proteção Ambiental (APA) marinhas adjacentes são mostrados na Figura 4, e o Parque Estadual do Itinguçu pode ser observado de forma ampliada na Figura 5.

Figura 3 - Localização do Mosaico de unidades de conservação Juréia-Itatins

Fonte: Adaptado de Secretaria do Meio Ambiente, 2015a e São Paulo, 2013

Figura 4 - Mosaico de unidades de conservação Juréia-Itatins

Fonte: Adaptado de São Paulo, 2013

Figura 5 - Parque Estadual do Itinguçu

Fonte: Adaptado de São Paulo, 2013

A escolha do local de estudo partiu de uma necessidade dos próprios moradores locais, que enfrentam conflitos com os órgãos gestores devido à proibição da moradia e da reprodução de seus modos de vida e atividades de relativo baixo impacto ambiental. Estes moradores buscaram pesquisadores da Universidade de São Paulo, da Universidade Estadual de Campinas e da Universidade Federal do ABC, a fim de terem respaldo acadêmico para sua demanda. Apesar de a pesquisa em modelagem não ser um dos objetivos do grupo de pesquisa formado, viu-se neste contexto uma oportunidade em se desenvolver tal análise sobre a área de estudo, uma vez que ela poderá contribuir com o entendimento das dinâmicas locais e dos impactos de políticas ambientais.

3.2 Aspectos físicos

O mosaico de unidades de conservação Juréia-Itatins está localizado no litoral sul do estado de São Paulo, abrange parte dos municípios de Peruíbe, Itariri, Miracatu e Iguape, e possui uma área aproximada de 97.214,00 hectares. A maior parte da área total do mosaico é ocupada pela Estação Ecológica Juréia-Itatins, que possui uma extensão de 84.425,00 hectares (cerca de 87% de todo o mosaico).

A região da Juréia possui clima subtropical úmido, sem estação seca definida. A temperatura média anual varia de 19,6 a 21,4 °C e a pluviosidade média anual é de 2.277,8 mm (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 2015b). Com grande variedade de corpos d'água, esta região está dentro das bacias hidrográficas do Rio Verde, do Una, do Prelado e do Guaraú. Suas praias são, na maioria, abrigadas entre formações rochosas, enquanto outras são abertas, ocupando longas extensões de areias finas (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 2015b). Devido a sua diversidade paisagística, a área possui uma intrincada trama de relações ecológicas. Estas relações tornam-se ainda mais complexas incluindo a dimensão humana, já que dentro da área habitam comunidades tradicionais rurais de baixa densidade demográfica, formando um sistema sócio-ecológico (NAREZI, 2012).

O Parque Estadual do Itinguçu (PEI) ocupa por volta de 5% do mosaico, com uma área aproximada de 5.069,00 hectares. Localiza-se entre as cidades de Peruíbe e Iguape, estando geograficamente mais próximo de Peruíbe (SÃO PAULO, 2013). O PEI está inserido no domínio da Mata Atlântica, um dos mais importantes e ameaçados biomas tropicais do planeta (NAREZI, 2012). Trata-se de uma mata tropical úmida com vários ecossistemas associados: dunas, restingas, manguezais, floresta de planície, floresta de encosta, formações de topo de morro e campos de altitude (SANCHES, 2004). A área abriga também inúmeras

espécies da fauna e flora, e possui uma grande importância ambiental para os estudos ecossistêmicos e suas inter-relações (NUNES, 2003). Sua vegetação predominante é a Floresta Ombrófila Densa Submontana e Montana (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 2015b).

3.3 Histórico legal da área

A região que compreende a Serra da Juréia e a Serra do Itatins engloba um complexo mosaico de unidades de conservação composto por unidades de proteção integral e de uso sustentável, conforme apresentado no Quadro 1. Contudo, até chegar à atual estrutura do mosaico ocorreram (e ainda ocorrem) inúmeros conflitos entre a comunidade local, os órgãos públicos e as demais partes envolvidas (FERREIRA, 2004).

A ocupação humana na região da Juréia-Itatins é bastante antiga, com registros que datam mais de 8.000 anos, relacionados às populações dos Sambaquis (NUNES, 2003). De acordo com Nunes (2003), o grande auge da ocupação humana no local se deu no século XVIII, com a cultura comercial do arroz. Outros estudos mostram que a região do Parque Estadual do Itinguçu também foi ocupada por posseiros nos anos de 1960 e 1970, que comercializavam bananas e mantimentos comprados em Peruíbe (FERREIRA, 2005). A maioria destes posseiros veio da região Nordeste do Brasil e do estado de Minas Gerais, em busca de terras cultiváveis. A partir da década de 1970, iniciou-se um aumento da pressão fundiária na região, impulsionada pela disponibilidade de terras agrícolas e localização estratégica próximo às cidades de Peruíbe e Iguape (FERREIRA, 2005).

Com o aumento da densidade demográfica, a pressão fundiária, e principalmente devido ao polêmico Programa Nuclear Brasileiro que estava em ampla discussão na época, organizações não governamentais ambientalistas e pesquisadores se mobilizaram na luta por assegurar proteção ao ecossistema local (NUNES, 2003; SANCHES 2016). Como resultado, no ano de 1986 foi instituída a Estação Ecológica Juréia-Itatins (EEJI) pelo Decreto Estadual nº 24.646/86, com aproximadamente 82.000 ha, incluindo parte dos municípios de Peruíbe, Itariri, Miracatu e Iguape (SÃO PAULO, 1986). A implantação da EEJI foi de grande impacto na região, e resultou na expulsão dos moradores que residiam no interior de seus limites. Na época, estes moradores, compostos principalmente por famílias caiçaras, viviam basicamente da pesca e da agricultura de subsistência, a qual era praticada pelo método itinerante (ADAMS 2000b, SANCHES, 2016). Alguns poucos moradores, entretanto, resistiram e permaneceram no local (NUNES, 2003).

Devido ao contexto de expulsão dos moradores e da proibição de manter seus modos de vida tradicionais e as atividades essenciais ao sustento familiar, alguns moradores (e ex-moradores) se uniram e, em 1989, criaram a União dos Moradores da Juréia (UMJ), a fim de lutar pelos seus direitos e garantir a permanência das comunidades no território ocupado historicamente. De acordo com Sanches (2016), criou-se um debate acirrado na tentativa de equilibrar os danos sociais com as determinações legais da estação ecológica, e algumas medidas paliativas foram tomadas pelos técnicos gestores para viabilizar as atividades agrícolas de subsistência e a permanência dos moradores locais até que o impasse quanto a regularização fundiária e indenização das famílias fosse concluído. Uma das medidas paliativas tomadas foi a concessão de autorizações emergenciais a alguns moradores para a prática da roça, por meio do Decreto Estadual 34.4212 de 1990 (SANCHES, 2004). Essa autorização se estendeu de 1992 a 1997 e, de acordo com Sanches (2004), atendia algumas áreas específicas da EEJI, aquelas consideradas áreas de difícil acesso como a do Despraído e entre a Serra dos Itatins e do Bananal. Contudo, as áreas que receberam permissão para o plantio de roça correspondiam menos que 1% da área total da EEJI, ou cerca de 70 hectares para um total de 67 famílias (SANCHES, 2004).

Assim, o principal resultado a partir da luta dos moradores e organizações locais veio somente na década seguinte, quando a partir da ação de deputados estaduais que acolheram as solicitações e denúncias de violações de direitos feitas pela UMJ, foi criada uma proposta de alteração dos limites da EEJI, a fim de garantir a permanência das comunidades em seu interior. Após longo debate, a proposta resultou na Lei nº 12.406 de 12 de dezembro de 2006, que criou o Mosaico de Unidades de Conservação Juréia-Itatins (SÃO PAULO, 2006). O mosaico era composto por diferentes categorias de UCs, incluindo Reservas de Uso Sustentável, conforme solicitado pelos moradores, porém ainda deixou grande parte da área e das comunidades dentro dos limites de reservas de proteção integral. Como era de se esperar, a criação do mosaico não agradou toda a população local, mas, de acordo com Terra e Santos (2011), serviu para diminuir as tensões em um momento crucial de reconhecimento da incompatibilidade de se classificar como Estação Ecológica toda a área da EEJI, devido a heterogeneidade de subsistemas humanos e naturais que ocorriam na região. Entretanto, esta nova configuração mal chegou a sair do papel quando, em 2009, por uma Ação Direta de Inconstitucionalidade, as atividades do mosaico foram suspensas, retornando a região à delimitação da antiga EEJI, a qual não incluía reservas de uso sustentável (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2010).

Novamente mobilizados, moradores e outras entidades envolvidas se articularam e, em 2013, por meio de uma ação do Ministério Público, houve reclassificação das áreas inseridas na Estação Ecológica pela Lei 14.982/2013, a qual reintegrou o mosaico e suas unidades de uso sustentável nos moldes que encontramos hoje, e expandiu a área total do mosaico para 97.213 ha (SÃO PAULO, 2013).

Ainda assim alguns conflitos permanecem, e os moradores locais continuam a sofrer com a violação de seus direitos e restrições de uso que implicam no comprometimento das práticas tradicionais e fundamentais às comunidades. Com as restrições de uso, muitos moradores se viram obrigados a deixar o local, causando êxodo rural na região e perda de parte do conhecimento tradicional associado. Muitos destes moradores partiram para cidades do entorno, enquanto outros ainda permanecem resistentes no local da EEJI, ou mantêm uma ocupação sazonal. De acordo com Nunes (2003), uma das causas para estes conflitos é o fato de que as decisões foram tomadas em âmbito judicial, sem que houvessem sido feitos estudos realistas sobre as dinâmicas locais, que considerassem a extensão humana. Isto se aplica inclusive ao caso do Parque Estadual do Itinguçu, conforme escreve Nunes (2003, p.62):

Algumas áreas foram incluídas por outras questões que não a relevância ambiental, como por exemplo, o caso do Itinguçu - cuja problemática era de ordem de regularização fundiária e de polícia, visto os vários assassinatos por disputa de terras; outros casos foram para barrar a ampliação de estradas... Como tal situação foi aceita pelas pessoas encarregadas de legitimar a criação da EEJI? Havia aqui uma enorme arbitrariedade: as áreas eram povoadas!

O local específico escolhido para a aplicação do modelo, o atual Parque Estadual do Itinguçu, foi afetado por praticamente todas estas alterações nas leis descritas previamente. No ano de 1986, quando foi instituída a EEJI, a área do Parque foi incluída, ou seja, era uma Estação Ecológica, e não Parque Estadual (SÃO PAULO, 1986). Com a criação do Mosaico de Unidades de Conservação Juréia-Itatins, a região do núcleo do Itinguçu foi então separada da Estação Ecológica, tornando-se o Parque Estadual do Itinguçu (SÃO PAULO, 2006). O artigo 6º da Lei Estadual nº 12.406/2006 definiu que a Fazenda Pública Estadual poderia outorgar, para os antigos ocupantes da área dos Parques Estaduais do Itinguçu e do Prelado, Termo de Permissão de Uso, a título precário. Contudo, os Termos de Permissão de Uso não poderiam exceder a área de 10 hectares, e somente poderiam receber esta permissão aqueles que estivessem cadastrados como morador tradicional da Serra da Juréia-Itatins (conforme determina artigo 1º do Decreto nº 32.412, de 1º de outubro de 1990), que possuíssem moradia efetiva na área e, ainda, que praticassem a cultura de subsistência ou outras atividades previstas no plano de manejo da respectiva unidade de conservação (SÃO PAULO, 2006), plano este que ainda encontrava-se em andamento. Ou seja, na prática, a recategorização da

unidade não mudou nada para a população do PEI, já que antes mesmo do plano de manejo estar pronto o Parque voltou a ser classificado como Estação Ecológica, em 2009. Somente em 2013 a área foi novamente recategorizada como Parque Estadual do Itinguçu (SÃO PAULO, 2013), mas seu plano de manejo ainda se encontra em fase de desenvolvimento⁸.

Conforme exposto, as alterações de uma categoria para outra de unidade de conservação (e vice-versa) não se refletiram em mudanças práticas no modo de gestão e nas restrições no uso do solo do PEI. Isto se deve principalmente à lentidão nas mudanças administrativas que ocorreram na região, já que para a nova categoria da unidade de conservação entrar em vigor deve haver um plano de manejo desenvolvido e aprovado. Considerando que o tempo decorrido entre os anos de 2006 a 2009, ou até mesmo de 2013 a 2016 ser muito curto para a finalização do processo de implantação, não se espera observar mudanças nas restrições territoriais. Somado a isto, temos o fato de que ambas as categorias – Estação Ecológica e Parque – são unidades de conservação de proteção integral, ou seja, possuem grandes semelhanças nas suas especificações de gestão (ver Quadro 1), reforçando a percepção de que as recategorizações não trouxeram mudanças significativas para a área do PEI (BRASIL, 2000; TERRA; SANTOS, 2011, SANCHES, 2016).

De modo geral, podemos dizer que foi em 1986 que a dinâmica local de uso e cobertura da paisagem começou a ser alterada, através da proibição da moradia e da prática das atividades tradicionais de subsistência das comunidades que moravam no local, o que iniciou a migração de grande contingente de moradores. Considerando as explanações previamente apresentadas e o contexto do recorte espacial utilizado neste trabalho (somente área do atual mosaico que corresponde ao PEI), o ano de 1986 foi então definido como o divisor entre os dois períodos de análise (Pré-UC e Pós-UC) e, analogamente, a implantação da EEJI foi considerada como o vetor de mudanças entre os padrões de uso e cobertura da terra observados antes e depois desta data (ver Figura 6 adiante).

3.4 Histórico social da área

Os levantamentos demográficos da região da EEJI são escassos e não possuem uma continuidade temporal criteriosa. Com base no Cadastro Geral dos Ocupantes da EEJI, realizado em 1991, sabemos que as populações residentes na então Estação Ecológica Juréia-Itatins estavam distribuídas em 22 comunidades, que correspondiam a 383 famílias, num total

⁸ Os planos de manejo das unidades de conservação do mosaico Juréia-Itatins estão sendo desenvolvidos atualmente (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE, 2016).

de 1.285 moradores (NUNES, 2003). Em sua maioria, estas famílias viviam de agricultura de subsistência, algumas vezes atrelada a outra atividade para o sustento, como a pesca artesanal, a bananicultura e a extração de palmito (FERREIRA, 2005). Devido à criação da EEJI e à proibição de moradia e realização das práticas de vida tradicionais relacionadas aos recursos da floresta, muitas famílias tiveram que deixar a região. Com isto, um censo realizado em 2003 contabilizou apenas 200 famílias, que foram reduzidas a 137 em 2010 (CARVALHO e SCHMITT, 2010).

Durante o ano de 2014, um grupo de moradores do mosaico (associados à União dos Moradores da Juréia e à Associação dos Jovens da Juréia) fez um novo levantamento, no qual identificaram um total de 316 unidades domésticas em toda a área do MUCJI. Deste total, 129 foram classificadas como ativas permanentes (quando a família de fato habita no local), 29 como ativas temporárias (quando moradores não habitam todo o tempo na unidade, provavelmente por possuírem outra moradia ou moradia de parentes nas cidades do entorno) e 158 como inativas (construção abandonada ou casa de veranistas). Considerando as 129 unidades ativas permanentes e as 29 ativas temporárias, podemos dizer que houve no mínimo uma tendência a estabilização no número de moradores nos últimos 5 anos.

Já no núcleo do Itinguçu, o levantamento de 1991 contabilizou a existência de 25 famílias residentes. Em 2009, de acordo com trabalho de Câmara (2009), este número se manteve. No último levantamento feito pelos moradores da Juréia (2014), foram identificadas 67 habitações dentro dos limites atuais do PEI. Do total, 41 delas foram classificadas como ativas permanentes, 6 como ativas temporárias, e 20 como inativas. Observamos, portanto, que nos últimos anos pode ter havido um aumento populacional no PEI (seja por crescimento na população interna ou pela chegada de novos moradores que se instalaram mesmo sem autorização legal), ou que existem inconsistências entre os levantamentos, devido, por exemplo, à não inclusão de algumas unidades domésticas que podem ter sido consideradas inativas no levantamento de 2009.

As atuais unidades domésticas do PEI estão divididas entre as 9 comunidades existentes na região: Guarauzinho, Barro Branco, Barreiro, Itinguçu, Juquiazinho, Praia Brava, Pimenteira, Parnapuã e Tocaia. No mesmo levantamento de 2014 foram identificadas 25 capoeiras e 3 áreas de pasto dentro do PEI. A maior parte destas capoeiras tem mais de 30 anos, mas existem algumas recentes com até 5 anos. Além das capoeiras, também foram registradas 36 roças ativas. Cada roça possui uma variedade de 1 a 9 espécies, e as principais são: mandioca, banana, milho, cana e abacaxi.

Clement (2001) define roça e capoeira da seguinte forma:

Paisagem na qual humanos combinam o cultivo e o manejo, nesta ordem. A roça é uma paisagem cultivada, que produz bem durante alguns anos, mas se torna cada vez mais difícil de cuidar conforme aumentam as ervas daninhas e diminui a fertilidade; ervas, arbustos e árvores úteis, voluntárias ou transplantadas, são manejadas com intensidade cada vez menor até uma floresta secundária se formar (a capoeira).

A capoeira equivale ao que é também chamado de *pousio*, ou seja, o tempo em que a terra fica "descansando", sem receber nenhum tipo de cultivo. Em geral, as roças são cultivadas por períodos mais curtos de tempo do que aqueles destinados ao *pousio* (PEDROSO JUNIOR et al., 2008). Quando o local de cultivo (roça) começa a se transformar em capoeira, uma nova clareira é então aberta para cultivo em outro local. Este sistema agrícola rotativo, que inclui roça e capoeira (além de um preparo prévio da terra, envolvendo corte, derrubada e queima da floresta) é chamado de agricultura itinerante⁹, e é praticada há décadas pelos moradores da Juréia (ADAMS, 2000a).

Apesar de ainda haverem roças e capoeiras no local, a prática da agricultura itinerante diminuiu bastante com a criação da EEJI, e posterior reclassificação para PEI, uma vez que a lei passou a proibir esta atividade dentro dos perímetros da unidade. Hoje as roças existentes são menores, e com uma variedade de cultivares também restrita. Moradores locais relataram inclusive ter havido perda de agrobiodiversidade, o que é um prejuízo do ponto de vista genético e de segurança alimentar.

As análises realizadas sobre as fotografias aéreas utilizadas neste trabalho (usando técnicas de interpretação visual e de métricas de paisagem, processos detalhados na seção 4.3.2) confirmaram esta redução no número e no tamanho das roças ao longo dos anos, conforme pode ser observado no Quadro 2, concordando com a tendência observada por Adams (2000a).

Quadro 2 - Mudanças na área das roças no PEI (valores em hectares)

	1962	1972	1980	2000	2010
Número de roças	32	28	21	8	0
Menor tamanho	0.08	0.12	0.02	0.12	-
Maior tamanho	3.00	1.34	1.33	0.32	-
Soma das áreas	21.76	12.12	7.81	1.55	-
Área média	0.68	0.43	0.37	0.19	-

Fonte: Assaf, Camila de Campos

⁹ Na literatura podemos encontrar diferentes termos para este tipo de cultivo: agricultura de corte e queima, agricultura de coivara, agricultura itinerante, roça de toco, ou agricultura de subsistência. Estes termos por vezes aparecem como sinônimos ou com pequenas divergências nas suas definições (ADAMS, 2000a; PEDROSO JUNIOR et al, 2008). Neste trabalho, utilizaremos tais termos como sinônimos para se referir ao sistema de cultivo rotativo aqui definido.

É importante observar aqui que o objeto de análise foram as fotografias aéreas, portanto, as roças visualizadas estão compatíveis com a escala destas fotos (ver quadro 3). Não descartamos a possibilidade de existirem outras áreas de roças, mas que não puderam ser visualizadas nas fotos do estudo. Apesar do levantamento realizado pelos moradores em 2014 ter relatado a presença de roças na região, estas provavelmente foram formadas após o ano de 2010, ou como foi dito, possuíam nesta data uma dimensão pequena para a escala das fotos. A escolha da data das fotos aéreas se pautou na disponibilidade/existência destas, o que justifica o fato deste levantamento de 2014 não ter sido verificado junto a fotografias aéreas.

Considerando a observação previamente exposta, podemos notar no Quadro 2 um gradual abandono das roças e uma transição para outros usos da terra desde a década de 1960, chegando ao ponto de não serem mais encontradas no ano de 2010. Esta tendência provavelmente está ligada a uma redução geral na dependência da agricultura itinerante nos últimos 50 anos, pelos caiçaras (Adams 2000a). Foi nesse período que novas rodovias e estradas de acesso ao Vale do Ribeira e ao litoral paulista foram abertas, que houve incentivos governamentais para a agricultura convencional¹⁰, que o turismo passou a se estabelecer na região, e que terras foram comercializadas para a construção de residências de veraneio, fatos que contribuíram para tal redução na dependência (ADAMS et al., 2013). Conforme discutido anteriormente, este cenário regional foi acentuado pelo estabelecimento da EEJI que, ao impor restrições legais às atividades tradicionais dos moradores locais, obrigou-os a reorganizarem seu modo de vida (ADAMS, 2000a). Este cenário representa as principais forças que conduzem a diminuição da área destinada a agricultura itinerante, identificadas por Van Vliet et al. (2012) em um levantamento global sobre a tendência nestes sistemas: crescimento populacional, políticas (particularmente políticas conservacionistas), desenvolvimento de mercado e estruturas econômicas governamentais de incentivos a monocultura ou à produção intensiva; forças observadas na região do mosaico ao longo das últimas décadas.

Adams et al. (2013) afirmam que na década de 1970, durante o regime militar, muitos investimentos foram feitos na região do Vale do Ribeira, que inclui a Juréia, como parte do plano de levar desenvolvimento ao interior do país, principalmente a regiões consideradas isoladas. Nesta época, estabeleceram escolas rurais na região e foram oferecidos benefícios econômicos governamentais com o objetivo de incentivar a pecuária, plantação de banana e

¹⁰ Agricultura convencional: processo de produção em que a terra é cultivada continuamente por um longo período de tempo em um mesmo local; baseia-se no emprego intensivo de adubos químicos e agrotóxicos; geralmente monoculturas (USDA, 2016).

de chá. De acordo com os mesmos autores, também foi por volta deste período que muitos grileiros e extratores de palmito profissionais chegaram ao local, e expulsaram muitas famílias de suas terras. Estes grileiros foram atraídos principalmente pelas recém-abertas rodovias (BR 116, ligando São Paulo a Curitiba, em 1961) e estradas locais (SP 165 ligando Eldorado a Iporanga, no ano de 1969, e uma estrada da Vila Barra do Una até a cidade de Peruíbe, entre as décadas de 1970-1980). A construção de tais vias também intensificou o turismo na região (ADAMS et al., 2013; SANCHES, 2016).

Muitas famílias deixaram suas moradias e alocaram-se próximo às escolas que então foram estabelecidas, o que deu início ao desenvolvimento de pequenas vilas, no entorno das quais se observou uma concentração de atividades agrícolas no modo convencional. As facilidades advindas da mecanização agrícola e a facilidade de se comprar produtos no mercado (em caso de aumento da renda) também contribuíram para o abandono de roças (ADAMS et al., 2013). Além disso, cresceu a procura por emprego em regiões próximas urbanizadas (uma vez que nestas vilas o acesso às cidades era mais fácil), e a população jovem, principalmente, migrou para áreas periféricas ou cidades do entorno, em busca de melhores condições de vida, diminuindo a mão de obra para reprodução do sistema tradicional (SANCHES, 2016). Novamente, esta tendência foi acentuada com as restrições legais sobre a prática da roça e da caça, que entrariam em vigor na década de 1980 (ADAMS et al., 2013).

A proximidade com a cidade de Peruíbe também facilitou a relação entre o PEI e os habitantes de Peruíbe, os quais costumam frequentar um dos principais atrativos turísticos da região – a cachoeira do Paraíso (CÂMARA, 2009).

Quanto ao turismo no Itinguçu, o histórico institucional da Juréia também contribuiu para que este se desenvolvesse de forma descontínua e desorganizada. A chegada do turismo na década de 1970 e a decorrente pressão imobiliária acarretou em uma reorganização do espaço, e muitos moradores e agricultores locais acabaram perdendo suas terras (ADAMS, 2000a), mudando-se para áreas florestadas no interior da mata Atlântica, ou para zonas urbanas em crescimento. A maioria dos caiçaras não tinha registro legal de propriedade (ADAMS, 2003). Com a criação da EEJI em 1986 até o ano de 2006 o turismo foi proibido dentro do núcleo do Itinguçu. A partir de 2006, com a recategorização do núcleo para Parque Estadual, as atividades de turismo passam a ser autorizadas e desenvolvidas, mas somente até 2009, quando a unidade voltou a fazer parte da EEJI. No ano de 2013, o turismo voltou a ser legalmente permitido. Esta falta de planejamento e descontinuidade nas políticas foi prejudicial aos moradores, que passaram a mudar suas atividades econômicas, e também ao

meio ambiente que, por conta de uma visitação pública irregular, teve sua sustentabilidade ameaçada (CÂMARA, 2009).

Ainda assim, a maioria da população do PEI ainda vive de atividades relacionadas ao turismo e ao cultivo itinerante, esta última sendo praticada por muitos moradores como forma de sustento, apesar de restringida legalmente. De acordo com Câmara (2009), as principais ocupações econômicas do local são: caseiros, agricultores, diaristas, aposentados, comerciantes (com foco no turismo, como as "barraquinhas" de comida e bebida), e trabalhadores de Perúibe (CÂMARA, 2009).

Quanto à categorização das comunidades do Itinguçu como tradicionais ou não, temos que considerar diferentes aspectos: a população do Itinguçu possui forte relação com o meio natural em que vive e depende dos recursos naturais para reproduzir suas práticas socioculturais (a prática da agricultura itinerante e da pesca artesanal, por exemplo) (FERREIRA, 2005). Ao mesmo tempo, devido principalmente às restrições impostas pela unidade de conservação, seus habitantes passaram a se dedicar, em parte, a outras atividades, com destaque para aquelas relacionadas ao turismo (SANCHES, 2016). As práticas culturais e sociais dos moradores do PEI congregam os costumes das antigas gerações residentes no local, as consideradas tradicionais, com outros provenientes dos moradores mais recentes e imigrantes, na maior parte nordestinos, mineiros ou descendentes destes. Além disso, existe também uma aldeia indígena Guarani dentro dos limites do PEI (CÂMARA, 2009).

Percebe-se, então, que o PEI abriga um quadro cultural complexo, que torna difícil a categorização da população moradora como tradicional ou não. Cunha (2009) advoga que o termo "população tradicional" é extremamente abrangente e, de acordo com os conhecimentos antropológicos atuais, não podemos restringir esta definição com base no grau de adesão à tradição, no impacto gerado no meio ambiente ou na desconexão com o mercado; cada caso é um e deve ser avaliado como tal. Contudo, é válido pontuar que independente da categoria, as comunidades estão em constante evolução no tempo, a medida que recebem influências externas. Assim, trataremos no presente trabalho toda a população do PEI como comunidade local, uma vez que defini-la não faz parte de nossos objetivos.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Esquema cronológico: Período Pré-UC e período Pós-UC

O ano de criação da EEJI (1986) foi usado para dividir os períodos analisados em Pré-UC e Pós-UC. O período Pré-UC inclui as fotografias aéreas dos anos de 1962, 1972 e 1980, assim como os dados estatísticos oriundos destas. O período Pós-UC abarca as fotografias aéreas dos anos de 2000 e 2010, e os dados derivados das mesmas. A Figura 6 traz uma linha cronológica com os principais marcos legais que envolvem a região do PEI, e que foram apresentados anteriormente (seção 3.3), assim como a divisão entre os dois períodos de análise, definida por meio do estabelecimento de um vetor de mudanças no padrão espacial da paisagem, em 1986. A Figura 6 também mostra os materiais aerofotográficos utilizados nas análises e na construção dos modelos. Os cenários futuros 1 e 2 são as simulações desenvolvidas no presente trabalho, conforme explicado a diante, na seção 4.3.3.

Figura 6 - Esquema cronológico e material aerofotográfico utilizado no trabalho

Fonte: Assaf, Camila de Campos

4.2 Materiais

Para desenvolver a proposta de estudo aqui apresentada, utilizamos informações obtidas a partir das fotografias aéreas para construir as matrizes de transição, e sobre estas as simulações com base em processos de Markov e autômatos celulares. O Quadro 3 traz informações sobre as fotografias aéreas que foram utilizadas no desenvolvimento da pesquisa, como o local onde foram adquiridas, quem executou o levantamento na época, seu formato original, escala e resolução da digitalização, no caso da foto ter o formato original analógico. Importante colocar que a escolha da data dos materiais se pautou na disponibilidade/existência dos mesmos.

As informações obtidas nas fotos aéreas foram complementadas com a ajuda de moradores locais, em especial representantes da União dos Moradores (UMJ) e da Associação dos Jovens da Juréia (AJJ), que além de fornecerem informações pertinentes sobre alguns aspectos do local, contribuíram com um levantamento sobre o uso e ocupação passado e presente da área de estudo. Este levantamento¹¹, feito sob a orientação da equipe do Laboratório de Geoprocessamento da Universidade Federal do ABC (UFABC), identificou e registrou espacialmente em campo (utilizando GPS) as unidades familiares, roças, capoeiras e outros pontos de interesse que nos ajudaram na compreensão do contexto local e das mudanças observadas ao longo do tempo (conforme foi descrito na seção 3.4).

Após aquisição dos materiais, a etapa seguinte foi ortorretificar as fotos aéreas dos anos de 1962, 1972, 1980 e 2000 (as fotografias de 2010 já vieram ortorretificadas). Para esta etapa foi utilizado o Modelo Digital de Superfície (MDS), desenvolvido pela empresa Emplasa no ano de 2010, em escala compatível com 1:25.000. Este MDS foi utilizado pela Emplasa para ortorretificar as fotos de 2010 e, portanto, a fim de padronizar a precisão na correção geométrica das demais fotos, optou-se por utilizar do mesmo MDS para ortorretificá-las. Ainda para esta etapa, foi utilizada a informação sobre a distância focal de cada câmera empregada nos respectivos levantamentos.

¹¹ O levantamento foi apoiado pelo projeto "Bases para um programa brasileiro de pesquisa intercultural e de fortalecimento da produção local de conhecimentos", coordenado pela Dra. Manuela Carneiro da Cunha (Universidade de Chicago), e financiado pelo Ministério da Ciência e Tecnologia; e pelo projeto "Ecologia histórica da Juréia: populações e tecnologias tradicionais da Mata Atlântica (Fase I), coordenado pela Dra. Cristina Adams. Ambos os projetos se encontram em andamento. A orientação do levantamento foi coordenada pela Dra. Helena França, do Laboratório de Geoprocessamento da Universidade Federal do ABC (UFABC).

Quadro 3 - Materiais aerofotográficos

Data	Material	Local de obtenção	Contratante e executor do levantamento	Formato original	Escala	Distância focal da câmera de captura	Resolução da digitalização
1962	Fotos aéreas	Universidade de São Paulo - Departamento de Geografia	Contratante: Secretaria de Agricultura do Estado de São Paulo. Executor: Empresa Cruzeiro do Sul S.A.	Analógico preto e branco	1:25.000	153,18mm	600dpi
1972	Fotos aéreas	Instituto Florestal (SMA - SP)	Contratante: Secretaria de Agricultura do Estado de São Paulo. Executor: Vasp Aerofotogrametria S/A	Analógico preto e branco	1:25.000	152,32mm	600 dpi
1980	Fotos aéreas	Base Aerofotogrametria e Projetos S/A	Contratante: Companhia Energética do Estado de São Paulo. Executor: Empresa Terrafoto	Analógico preto e branco	1:35.000	152,79mm	600dpi
2000	Fotos aéreas	Instituto Florestal (SMA - SP)	Contratante: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Executor: Consórcio Aerocarta/Base/Engefoto	Analógico colorido	1:35.000	153,52mm	300 dpi
2010	Ortofotos aéreas	Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano (Emplasa)	Contratante: Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Regional de São Paulo, Casa Civil do Governo, Sub-Secretaria de Desenvolvimento Metropolitano e Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S/A (Emplasa). Executor: Empresa Topocart. Projeto Mapeia São Paulo	Digital colorido	1:25.000		—

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Para o recorte da área de estudo de acordo com os limites geográficos específicos do PEI, foi utilizado um arquivo vetorial elaborado pelo Instituto Socioambiental (ISA) mediante autorização da instituição, e disponibilizado pelo Laboratório de Geoprocessamento da Universidade Federal do ABC. Os softwares utilizados no trabalho, assim como as respectivas finalidades de uso, estão listados no quadro 4.

Quadro 4 - Softwares utilizados

Software	Finalidade
Envi 5.1	Registro, ortorretificação, recorte e composição da área que compreende o PEI.
ArcGIS 10.1	Interpretação visual e classificação das fotos aéreas; análise e correções da classificação junto com morador local; projeção para análise visual das simulações.
DinamicaEGO 2.4.1	Construção das matrizes de transição
Python 2.7.2	Desenvolvimento dos algoritmos de programação; simulações

Fonte: Assaf, Camila de Campos

4.3 Métodos

4.3.1 *Processamento das fotos aéreas*

A ortorretificação corresponde à etapa de correção geométrica das fotos, e envolve a identificação de pontos de controle nas imagens de referência e sua correspondência espacial nas imagens a serem ortorretificadas (processo de registro). A ortorretificação leva em consideração dados sobre o sensor utilizado no levantamento, o ângulo de aquisição, a curvatura da Terra e o relevo. A correção geométrica é uma etapa importante para a construção de mapas temáticos e alcançar maior precisão nos cálculos espaciais (DURÁN, 2014).

A imagem de referência utilizada para a aquisição de pontos de controle foram as ortofotos de 2010, as quais tiveram sua acurácia posicional auditada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (EMPLASA, 2016b). Tais ortofotos, assim como o MDS, estavam originalmente no sistema de projeção espacial Universal Transversa de Mercator (UTM) e no Sistema de Referência Geocêntrico para a América do Sul (SIRGAS-2000) (EMPLASA, 2016a). A fim de facilitar processos futuros, as ortofotos e o MDS foram convertidos para o sistema de referência World Geodetic System 1984 (WGS-84). Assim, todas as demais fotos

ortorretificadas receberam o sistema de referência WGS-84 e a projeção UTM, hemisfério sul, zona 23. As fotos também foram padronizadas em resolução radiométrica de 8 bits.

No registro de cada foto, procurou-se obter um *Root Mean Square Error* (RMSE)¹² menor possível, considerando as dificuldades visuais devido à extensa área de floresta presente no local de estudo, e por serem fotos de datas remotas (já que a paisagem muda com o tempo), características estas que dificultam a obtenção de pontos de controle. Assim, considerando o registro de todas as fotos aéreas, tivemos como resultado um RMSE variando entre 0,39 e 1,86 metros, o que está dentro dos limites aceitáveis de erro dada a escala dos levantamentos aerofotográficos (AUTHORITY, 1998).

O método de reamostragem utilizado na ortorretificação foi a interpolação bilinear, por garantir precisão geométrica e o desaparecimento de descontinuidades nos níveis de cinza dos pixels, o que é importante quando se deseja trabalhar com interpretação visual de imagens. Além do mais, este método apresenta menor probabilidade de erros de interpolação do que o método de vizinho mais próximo, e o número de operações matemáticas necessárias é relativamente pequeno, o que é vantajoso por demandar menor necessidade de processamento (COELHO; BRITO, 2007).

Assim, após digitalizar cada foto aérea, estas foram registradas e ortorretificadas de modo a compor um mosaico de fotografias aéreas compreendendo a região do PEI nas respectivas datas dos levantamentos. Do mosaico de ortofotos foi extraída a área específica do PEI, utilizando os limites elaborados pelo ISA. Todos os processos previamente descritos foram realizados dentro do software ENVI 5.1.

De acordo com Soares Filho (1998), um importante passo para a construção de um modelo dinâmico de paisagem é o mapeamento dos padrões mutáveis de uso e cobertura da terra no local de estudo. Assim, o passo seguinte foi realizar uma interpretação visual das fotos, classificando as diferentes classes de uso e cobertura da terra.

A classificação pela metodologia de interpretação visual consiste em delimitar as classes homogêneas (levando em conta a escala) presentes na imagem, e atribuir-lhes uma identificação, sendo todas as etapas realizadas manualmente pelo pesquisador. De acordo com Liu et al. (2008, p. 433, tradução nossa¹³), "na interpretação visual de foto aérea, cada zona de uso da terra é equivalente a uma '*photomorphic region*', que é um segmento da imagem com tamanho, forma, tonalidade/cor, textura, padrão, etc., homogêneos". Tais classes homogêneas

¹² RMSE é usado para calcular a exatidão posicional do registro de uma imagem. O RMSE é a raiz quadrada da média do somatório do quadrado das diferenças entre as coordenadas de latitude e longitude (ROCHA, 2002).

¹³ Texto original: "each land-use zone is equivalent to a '*photomorphic region*' in visual aerial-photo interpretation, which is an image segment with homogenous size, shape, tone/colour, texture, pattern, etc."

compreendem, no caso em estudo, classes de uso e cobertura da terra, como floresta, vegetação rala, estrada, corpo d'água e roça. A Figura 7 mostra as etapas do processamento das fotos aéreas (os processos 3, 4 e 5 são detalhados na próxima seção).

Figura 7 - Processos aplicados às fotos aéreas¹⁴

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Após inúmeros testes de manipulação do contraste das fotos aéreas, optou-se por não aplicar nenhum tipo de técnica de realce sobre tais fotos, preservando assim suas características originais, as quais julgamos adequadas para a interpretação visual.

4.3.2 *Classes de uso e cobertura da terra e a construção de critérios para interpretação visual*

As classes de uso e cobertura da terra foram escolhidas com base em conhecimento prévio da área de estudo e dos alvos de interesse nesta pesquisa, considerando o nível de detalhamento necessário para as análises posteriores. Primeiramente, foram identificadas as feições presentes no local, resultando na seleção das classes, conforme pode ser observado no Quadro 5, o qual também mostra a descrição de cada uma dessas classes. Em seguida, realizou-se a classificação por interpretação visual das fotos aéreas, seguindo critérios estabelecidos no Quadro 6. Por fim, feita a classificação, procedeu-se à generalização e agrupamento de algumas dessas classes para que o modelo fosse representativo do que se pretendeu avaliar, conforme é explicado a diante.

¹⁴ Estes processos foram aplicados sobre as fotos de 1962, 1972, 1980 e 2000. Já para as fotos de 2010, aplicou-se a partir do item 2, pois estas já vieram originalmente registradas e ortorretificadas.

Quadro 5 - Classes de uso e cobertura da terra

Classe de uso/cobertura da terra	Descrição
Roça	Área utilizada para a prática da agricultura tradicional itinerante. Trata-se de um tipo de uso da terra.
Vegetação rala	Área densamente coberta por gramíneas (tipicamente pastagens), podendo haver algumas poucas árvores e arbustos dispersos; também área utilizada para o cultivo convencional. É um tipo de uso da terra.
Floresta	Área densamente coberta por árvores. Tipo de cobertura da terra.
Corpo d'água	Rios, lagos, e cachoeiras. Trata-se de cobertura da terra.
Solo exposto	Ausência de cobertura vegetal. É um tipo de uso da terra.
Estrada	Caminho estabelecido para o transporte terrestre. No caso de estudo, trata-se de chão de terra batida. É considerado como uso da terra.
Deslizamento de terra	Área com ausência de cobertura vegetal, causada pela erosão pluvial. Cobertura da terra.
Afloramento rochoso	Exposição de rocha na superfície terrestre. Cobertura da terra.
Transição praia-floresta	Área de vegetação esparsa localizada entre a praia e a floresta; faixa em que ocorre a transição entre estas duas feições, com marcante mudança na característica do solo. Cobertura da terra
Praia e Mar	Praia: porção formada por partículas soltas de mineral ou rocha, ao longo da margem do mar. Mar: corpo d'água salgada, adjacente à praia. São tipos de cobertura da terra.

Fonte: Assaf, Camila de Campos

A etapa de classificação de uma imagem em diferentes tipos de classes de uso e cobertura da terra deve ser feita seguindo uma metodologia pré-estabelecida para garantir o máximo de sucesso. De acordo com Moreira (2003),

A interpretação de imagens orbitais ou foto-interpretação depende do conhecimento do analista ou foto-intérprete e consiste em extrair informações de alvos da superfície terrestre, com base nas suas respostas espectrais. Para realizar a interpretação de imagens são necessários alguns elementos, tais como: textura, forma, tamanho, tonalidade ou cor etc., que servem de auxílio para distinguir um objeto dos demais dentro de uma cena específica.

Assim, para realizar uma boa interpretação e posterior classificação de imagens é necessário conhecer o objeto que se quer analisar e como estes aparecem na imagem. Alguns critérios norteiam esse conhecimento, como a tonalidade/cor, a forma, a textura, o tamanho e a localização no contexto das feições. Estes critérios de análise, quando organizados, formam a chamada “chave de interpretação” (HENDGES, 2007). A chave de interpretação é importante para se distinguir quais feições na imagem pertencem a esta ou aquela classe, além de ser extremamente útil para minimizar os efeitos da subjetividade do pesquisador, a qual é inerente ao processo, e produzir informações coerentes com a realidade. Panizza e Fonseca (2011) afirmam que seguir as regras dispostas na chave de interpretação visual exige o uso de raciocínio lógico e constrói elementos de análise bem definidos. Considerando esta necessidade, e observando as chaves de interpretação visual elaboradas em outros trabalhos (FRANCISCO; ALMEIDA, 2012; SALIM, 2013; PANIZZA; FONSECA, 2011; HENDGES, 2007; ARAUJO, 2015), foram construídos critérios de interpretação e de identificação dos alvos de interesse para a presente pesquisa, o que pode ser observados no Quadro 6. Este processo incluiu observações das fotos de várias datas em conjunto (e não só analisando cada uma individualmente) para melhor compreender cada feição.

Quadro 6 - Chave de interpretação visual

(continua)

Classe	Amostras (coletadas das fotos aéreas das cinco datas de estudo)	Localização e contexto	Textura, forma, tonalidade e tamanho
Roça	<p>(recorte de 1962)</p>	Espalhadas ao longo da floresta, preferencialmente em áreas planas. Não costuma ser duradoura, ou seja, feição não perdura no mesmo local em fotos de datas sequenciais.	Textura lisa ou rugosa (a depender do estágio do cultivo) e homogênea. Apresenta forma geométrica bem definida, sendo preferencialmente retangular. Tonalidade clara. Tamanho: pequeno.
Vegetação rala	<p>(recorte de 2000)</p>	Preferencialmente próximo a estradas e em terrenos planos. Elemento costuma ser duradouro, aparece no mesmo local em fotos sequenciais.	Textura levemente rugosa e heterogênea, com pouca variação no tamanho dos elementos texturais, devido à presença de árvores ou arbustos dispersos. Forma irregular. Tonalidade clara. Tamanho: varia, mas em geral maior que roça.

Quadro 6 - Chave de interpretação visual

(continuação)

Classe	Amostras (coletadas das fotos aéreas das cinco datas de estudo)	Localização e contexto	Textura, forma, tonalidade e tamanho
Floresta	(recorte de 2000)	Abrange a maior parte da área.	Textura rugosa e heterogênea, variação no tamanho dos elementos texturais dependendo do tipo de árvore. Forma irregular. Tonalidade escura. Tamanho: grande.
Corpo d'água	(recorte de 1962)	Localização e contexto variados. Na maior parte, feição perpetua ao longo de toda a faixa temporal analisada.	Formato arredondado ou, na grande maioria, alongado e sinuoso, com textura lisa. Tonalidade escura, com possibilidade de haverem áreas claras na presença de sedimentos. Tamanho: variável.

Quadro 6 - Chave de interpretação visual

(continuação)

Classe	Amostras (coletadas das fotos aéreas das cinco datas de estudo)	Localização e contexto	Textura, forma, tonalidade e tamanho
Solo exposto	<p>(recorte de 2000)</p>	Preferencialmente próximo a estradas e em terrenos planos.	Textura lisa, forma irregular. Tonalidade muito clara. Tamanho: pequeno.
Estrada	<p>(recorte de 2000)</p>	Permeia boa parte da área de estudo, preferencialmente em terrenos planos.	Textura lisa, forma alongada e estreita. Tonalidade muito clara. Tamanho: variável.

Quadro 6 - Chave de interpretação visual

(continuação)

Classe	Amostras (coletadas das fotos aéreas das cinco datas de estudo)	Localização e contexto	Textura, forma, tonalidade e tamanho
Deslizamento de terra	<p>(recorte de 1972)</p>	Localizado no interior da floresta, geralmente próximo a corpos d'água, e sempre na encosta de regiões íngremes. Feição não perdura no mesmo local em fotos de datas sequenciais.	Textura lisa ou pouco rugosa, forma irregular. Tonalidade muito clara. Tamanho: pequeno.
Afloramento rochoso	<p>(recorte de 2010)</p>	Localizado no interior da floresta ou próximo a praias; em topo de morros ou regiões íngremes. Feição perpetua ao longo de toda a faixa temporal analisada.	Textura levemente rugosa e homogênea, forma irregular. Tonalidade clara. Tamanho: pequeno.

Quadro 6 - Chave de interpretação visual

(conclusão)

Classe	Amostras (coletadas das fotos aéreas das cinco datas de estudo)	Localização e contexto	Textura, forma, tonalidade e tamanho
Transição praia-floresta	<p>(recorte 1980)</p>	Localizado na fronteira entre a praia e a floresta.	Textura rugosa e heterogênea, forma alongada. Tonalidade mais clara que floresta. Tamanho: variável.
Praia e Mar	<p>(recorte de 1962)</p>	Porção leste da área de estudo. Apesar de algumas poucas variações por conta da maré, feição perdura ao longo dos anos analisados.	Praia: textura lisa, forma variada, tonalidade extremamente clara. Mar: textura lisa na maior parte, mas apresenta certa rugosidade perto da costa por conta da presença de ondas; forma variada; tonalidade escura ou clara, a depender da presença de sedimentos e de ondas. Tamanho: grande.

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Concluída a etapa de interpretação e classificação, as classes deslizamento de terra, afloramento rochoso e transição praia-floresta foram generalizadas e agrupadas dentro da classe floresta. Optou-se por fazer isto uma vez que tais feições de cobertura da terra são causadas (especialmente no caso do local de estudo) por mecanismos naturais e fazem parte da dinâmica florestal. Além do mais, o principal alvo de interesse deste trabalho se concentra nas formas de ocupação da região por conta de mudanças nos mecanismos políticos de conservação da natureza e, deste modo, tomou-se cuidado para que as feições que não refletissem esta análise e que pudessem interferir significativamente nas matrizes de transição fossem neutralizadas.

Outro processo importante de agrupamento foi feito entre as classes solo exposto e vegetação rala. A classe solo exposto, por possuir menor representatividade dentro da área, foi incorporada dentro da classe vegetação rala. Este procedimento foi feito a fim de evitar possíveis confusões na interpretação das fotos aéreas, devido a diferenças nas resoluções radiométrica e espectral entre as fotos de datas diferentes. Em termos de análises posteriores das mudanças, acredita-se que este agrupamento não acarretou em perda de informação, uma vez que ambos são tipos de uso da terra oriundos de um processo de desmatamento em maior ou menor grau.

A classe praia e mar também recebeu tratamento posterior à classificação. Após seguir os critérios estabelecidos na chave de interpretação, e identificadas as áreas pertencentes a esta classe, tomou-se cuidado para que esta fosse definida igualmente entre todos os anos, no quesito localização e abrangência. Isto porque há uma pequena variação na área desta classe ao longo dos anos, por conta da influência da maré. Contudo, mais uma vez, modelar este fator foge do escopo do trabalho. Deste modo, as classes praia e mar foram generalizadas e estabelecidas por meio da construção de uma única máscara, para que esta classe aparecesse de forma igual em todos os anos e, assim, não interferisse no resultado da matriz de transição. A Figura 8 mostra a síntese dos agrupamentos executados, composta pelas classes identificadas *a priori* (Quadro 5) e as classes finais estabelecidas para compor o modelo.

Figura 8 - Agrupamento das classes

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Como resultado final foram gerados mapas temáticos de uso e cobertura da terra, um para cada ano de análise (1962, 1972, 1980, 2000 e 2010), contendo cada uma das 6 classes de uso e cobertura da terra: vegetação rala, roça, estrada, praia e mar, corpo d'água e floresta. A etapa de classificação e posteriores ajustes quanto a generalizações e agrupamentos de classes foram realizadas no software ArcGIS 10.1.

Para avaliar a precisão da classificação foi feita uma checagem com o engenheiro agrônomo Anderson do Prado Carneiro, que faz parte da equipe de pesquisadores do projeto coordenado pela Dra. Manuela Carneiro da Cunha. Anderson, que é natural e morador da Juréia, possui profundo conhecimento sobre a área de estudo, além de ter experiência em trabalhos com fotografias aéreas. Juntamente com ele verificamos, em laboratório, cada um dos elementos

classificados para cada uma das datas investigadas. Nesta etapa, algumas correções foram necessárias na classificação, a fim de melhorar a precisão dos dados.

Feito isto, os mapas de classes foram convertidos para o formato matricial (também chamado raster). Por fim, o último passo a ser feito antes de incluirmos os dados oriundos da classificação dentro do modelo matemático consistiu em atribuir chaves numéricas para cada classe de uso ou cobertura da terra.

Quadro 7 - Chaves numéricas para a modelagem

Classe de uso ou cobertura da terra	Valor
Corpo d'água	1
Vegetação rala	2
Roça	3
Estrada	4
Floresta	5
Nulo	6

Fonte: Assaf, Camila de Campos

A classe “nulo” se refere às células da imagem que se encontram fora dos limites da área de estudo – o PEI, e portanto, não são alvo da modelagem aqui proposta.

4.3.3 Matrizes de transição e desenvolvimento do modelo de Markov

Após a classificação das imagens e construção dos mapas temáticos de uso e cobertura da terra, as matrizes de transição foram construídas conforme descrito no tópico 2.3.2, utilizando o software DinamicaEGO 2.4.1. Foi construída uma matriz de transição para cada um dos quatro períodos: 1962-1972, 1972-1980, 1980-2000 e 2000-2010. O requisito básico para este processo é que as imagens estejam igualmente registradas, ou seja, que haja uma perfeita sobreposição de pixels correspondentes (IBGE, 2001). Além do mais, os pixels de todos os mapas temáticos devem possuir o mesmo tamanho e quantidade. Assim, considerando a escala cartográfica e a resolução de digitalização de todas as fotos aéreas, e com o objetivo de evitar perda de informação, mas sem sobrecarregar a capacidade de processamento do sistema operacional, o tamanho do pixel de todos os mapas temáticos foi padronizado para 7 metros¹⁵. Com isto, a menor área contida nos mapas temáticos é de 49 m², ou 0.0049 ha.

¹⁵ Detalhes e conceitos do processo de definição de uma adequada resolução espacial podem ser consultados em MENEZES & NETO, 1999.

No modelo baseado em Markov, as probabilidades de transição espacial presentes na matriz de transição são atribuídas para cada célula do mapa raster da paisagem, de acordo com a classe atual das mesmas. Para tanto, foi construído um programa no software Python 2.7.2. Após rodar o programa n vezes, cada célula assume um novo estado em $t+1$. A partir disto, foram então reconstruídos os mapas simulados, utilizando o ArcGIS. Além de servir como base para a comparação de desempenho com os modelos de AC-Markov, as simulações tiveram como objetivo final construir dois cenários futuros:

- Cenário futuro 1: como estaria a paisagem no futuro caso o padrão atual de mudança no uso e cobertura da terra (Pós-UC) se mantivesse;
- Cenário futuro 2: como estaria a paisagem no futuro caso não houvesse sido implantada a EEJI, ou seja, considerando o padrão de mudanças encontrado no período Pré-UC.

Nos resultados desta etapa são feitas comparações entre os períodos de transição, entre as diferentes tendências de mudanças, e entre os cenários futuros gerados. Lembramos que, em ambos os cenários, tratou-se apenas de realizar uma extrapolação para se analisar tendências, haja visto que outras variáveis externas não foram incluídas no modelo (tanto no modelo de Markov quanto nos de AC-Markov, que são apresentados a seguir).

4.3.4 *Desenvolvimento dos modelos de AC-Markov*

Para os modelos de AC-Markov, a mesma técnica anterior (do modelo de Markov) é incrementada considerando a fração da vizinhança definida e identificada pela distância espacial entre uma célula e outra, conforme explicação na seção 2.3.

Foram construídos dois diferentes modelos de integração do AC ao Markov, o que chamamos de AC-Markov I e AC-Markov II. No primeiro modelo, Markov é executado normalmente e, depois de gerado o mapa simulado, é aplicado sobre este uma espécie de correção com AC, com o único objetivo de eliminar transições que ocorreram em locais improváveis, uma vez que Markov não considera localização espacial. Para isto, verificamos o formato e a área mínima de cada tipo de uso ou cobertura da terra presente no objeto de estudo. Determinamos, com base nesta análise, que as classes estrada e corpo d'água assumiriam o estado da maioria absoluta da vizinhança somente quando não houvesse nenhum vizinho igual a ele próprio. Já para as demais classes, determinamos que isto ocorreria quando houvesse menos que n vizinhos iguais a ele próprio, sendo n um parâmetro variável. Para encontrarmos o melhor

resultado do modelo, variamos n entre $n < 1$ e $n \leq 8$ ($n < 1$; $n < 2$; $n < 3$; $n < 4$; $n < 5$; $n < 6$; $n < 7$; $n < 8$ e $n \leq 8$), e comparamos os resultados.

No modelo AC-Markov II, o autômato celular foi incluído no modelo já durante a execução do Markov, influenciando na decisão de uma célula mudar ou não de estado. Ao desenvolvermos este segundo modelo, tomamos como base parte dos procedimentos que consideramos ser executado em alguns dos softwares usados em boa parte dos trabalhos revisados na seção 2.4. Neste modelo, a probabilidade de transição do estado i para o estado j (que pode ter sido obtida tanto por cadeias de Markov quanto por outras técnicas de inclusão de variáveis externas) é ponderada pela quantidade de células do estado j existentes no entorno de uma célula da classe i (SOARES-FILHO et al., 2002a). A função de AC mostrada pelos autores (op.cit.) estabelece que:

$$\text{If } n_j > 3 \text{ then } P'(ij)(xy) = P(ij)(xy) \text{ else } P'(ij)(xy) = P(ij)(xy) \times (n_j) / 8$$

n_j corresponde ao número de células da classe j presentes em uma vizinhança de Moore. $P'(ij)(xy)$ é a probabilidade resultante da célula localizada em xy transicionar de i para j ; e $P(ij)(xy)$ é a probabilidade inicial. Usando estes valores colocados no algoritmo, é imposto que a probabilidade máxima resultante será igual à probabilidade inicial enquanto a célula da classe i estiver envolta por pelo menos 50% ($n_j > 3$) de células na classe j (considerando que existem 8 vizinhos envolta de cada célula, portanto 50% é igual a 4). Estes valores podem ser alterados.

Para cada célula é então gerado um número aleatório (entre 0 e 1), que pode ser maior ou menor do que a matriz de função acumulada da matriz de probabilidade de transição $P'(ij)(xy)$. Caso este número aleatório seja menor, a célula muda para o estado j . Caso seja maior, permanece no mesmo estado em que se encontra e então passa para a célula seguinte, até que tal interação seja aplicada a toda grade de células.

Para exemplificar, a Figura 9 representa uma grade 5x5 na qual está sendo avaliado se a célula na cor rosa fará a transição do estado i para o estado j . Neste caso, a vizinhança no entorno da célula destacada possui apenas 2 vizinhos no estado j , ou seja, $n_j < 3$. De acordo com a regra demonstrada, $P'(ij)(xy)$ será igual a $P(ij)(xy) \times (2) / 8$.

Figura 9 - Representação de uma vizinhança de AC

<i>B</i>	<i>I</i>	<i>D</i>	<i>B</i>	<i>E</i>
<i>C</i>	<i>C</i>	<i>J</i>	<i>D</i>	<i>C</i>
<i>I</i>	<i>B</i>	<i>I</i>	<i>I</i>	<i>E</i>
<i>D</i>	<i>D</i>	<i>J</i>	<i>E</i>	<i>D</i>
<i>B</i>	<i>C</i>	<i>I</i>	<i>B</i>	<i>E</i>

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Na execução do modelo construído, variamos o parâmetro limitante de células na vizinhança com o mesmo estado de j (em uma transição de i para j), que determinaria se a transição seguiria apenas as probabilidades de Markov ou se também faria uma ponderação pela vizinhança. Chamamos este parâmetro de n_j , e o variamos de $\geq 0,1$ á >1 ($\geq 0,1$; $\geq 0,2$; $\geq 0,3$; $\geq 0,4$; $\geq 0,5$; $\geq 0,6$; $\geq 0,7$; $\geq 0,8$; $\geq 0,9$ e >1).

Tanto em AC-Markov I quanto em AC-Markov II trabalhamos com a vizinhança de Moore com raio igual a 1, pois consideramos que em um sistema florestal todas as células adjacentes podem influenciar a célula central. Ambos os modelos foram construídos desenvolvendo algoritmos de programação em Python 2.7.2, a afim de oferecer uma alternativa aos pacotes prontos encontrados em softwares de simulação.

Os modelos de AC-Markov não foram utilizados para gerar os dois cenários futuros descritos previamente (Cenário futuro 1 e Cenário futuro 2), para os quais foram usados Markov apenas – por motivos que são explicados mais adiante, nos resultados. O AC foi utilizado na tentativa de incrementar o modelo de Markov, na busca de uma melhor aderência e melhores resultados para a modelagem espacial. Por fim, foram feitas avaliações de desempenho sobre as diferentes técnicas de simulação: Markov, AC-Markov I e AC-Markov II, assim como comparações entre estas. Para tanto, foram empregadas as técnicas descritas na seção 4.3.5, a seguir.

4.3.5 Avaliação dos modelos de Markov, AC-Markov I e AC-Markov II

O método de avaliação consiste em comparar o mapa simulado com o mapa real de mesma data. Por exemplo, a partir do mapa de 2000, aplicou-se o modelo para construir um cenário

para 2010 e, devido ao fato de possuímos uma imagem (foto aérea) desta última data, fizemos uma comparação entre o mapa real e o mapa simulado. Uma boa simulação deve gerar um mapa bastante semelhante ao real, e a partir de então permitir a extrapolação para construir cenários futuros hipotéticos. A avaliação do modelo pode ser feita por meio de análise visual dos cenários, de técnicas de álgebra de mapas, e por meio de estatísticas de similaridade. Optou-se aqui por trabalhar com estas três formas de avaliação:

1. Análise visual: o método consiste basicamente em observar – visualmente – as semelhanças ou discrepâncias entre o mapa real e o mapa simulado. De certa forma, trata-se de uma análise subjetiva feita pelo pesquisador, com o objetivo de realizar uma avaliação prévia dos resultados obtidos.
2. Álgebras de mapas: para analisar se a *tendência de transição* resultante do cenário simulado permaneceu a mesma do cenário real, utilizamos ferramentas de álgebra de mapas para computar e comparar os números de células por classe, e verificar se estas aumentaram ou diminuíram na direção esperada.
3. Estatísticas de similaridade: a *alocação das células* foi avaliada por meio de duas diferentes ferramentas de estatísticas de similaridade: índice Kappa e média da frequência de concordância. O índice Kappa avalia a proximidade de uma determinada medida ao seu valor real, e é amplamente utilizado na área de informação geográfica a fim de analisar a confiabilidade de um mapa gerado pelo usuário (CONGALTON, 1991). Para o cálculo deste índice, levam-se em consideração todas as classes do mapa em seu cálculo, assim como os acertos e os erros da simulação para mensurar a eficiência final do modelo. O índice Kappa é derivado de uma matriz de confusão, construída a partir da comparação entre pontos (pixels) do mapa gerado/simulado com o mapa real, de onde são extraídos os valores de concordância e discordância, em números de pixel (FIGUEIREDO e VIEIRA, 2007). O Quadro 8 mostra um exemplo de uma matriz de confusão com valores hipotéticos.

Quadro 8 - Matriz de confusão

		Mapa de referência				
Mapa simulado		Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe n	Total
	Classe 1	24	0	0	3	27
	Classe 2	3	36	16	0	55
	Classe 3	0	0	28	0	28
	Classe n	2	0	0	14	16
	Total	29	36	44	17	

Fonte: Adaptado de IBGE, 2001

A matriz de confusão, ou matriz de erro, é formada por um arranjo quadrado de números dispostos em linhas e colunas que expressam o número de elementos de cada classe no mapa gerado – linhas – e suas correspondências no mapa real – colunas. Os elementos da diagonal principal mostram os casos em que a classe do pixel gerado corresponde a classe real no mapa de referência, ou seja, indicam o nível de concordância entre os dois conjuntos de dados, enquanto que fora da diagonal principal encontram-se os erros (IBGE, 2001). Uma análise cuidadosa destes dados permite não só uma avaliação da quantidade de erro, mas também de onde ele ocorre e como ele pode ser remediado.

Com base na matriz de confusão, o índice Kappa pode ser calculado da seguinte forma (FIGUEIREDO e VIEIRA, 2007):

$$k = \frac{n \sum_{i=1}^c x_{ii} - \sum_{i=1}^c x_{i+} x_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^c x_{i+} x_{+i}} \quad (3)$$

Onde:

$\sum_{i=1}^c x_{ii}$ = soma da diagonal principal da matriz

$\sum_{i=1}^c x_{i+} x_{+i}$ = soma do produto da soma entre linhas e colunas

n = número total de elementos da matriz

c = número total de classes

x_{ii} = valor na linha i e coluna i

x_{i+} = soma da linha i

x_{+i} = soma da coluna i

Como resultado da equação 3 é gerado um valor entre 0 e 1. Caso a concordância entre os mapas seja completa, então $k=1$; caso não haja nenhuma concordância, $k=0$. Em geral,

considera-se satisfatória uma concordância igual ou maior que 0,7 (EL-HALLAQ; HABBOUB, 2015).

Por fim, o método para obter a média de frequência de concordância consiste em executar o modelo n vezes, e em seguida calcular a porcentagem de pixels alocados corretamente (concordância entre mapa real e mapa simulado) em cada execução, comparando pixel por pixel, para então obter a média de concordância de todas elas. O modelo de Markov foi executado 100 vezes, permitindo a construção de um histograma de frequência de acertos, o qual reporta a variação entre o mínimo e o máximo de concordância obtida nas execuções. Por exigirem uma maior capacidade operacional do sistema, os modelos AC-Markov foram executados apenas 10 vezes e a partir de então extraída a média.

5. RESULTADOS

5.1 Mapas de uso e cobertura da terra

Conforme descrito na seção 4.3.2, foram elaborados mapas de uso e cobertura da terra para cada uma das datas analisadas, por meio do método de foto interpretação visual, seguida da validação com um morador-pesquisador. Os resultados desta etapa podem ser vistos nas figuras de 10 a 14.

Figura 10 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 1962

Figura 11 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 1972

Figura 12 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 1980

Figura 13 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2000

Figura 14 - Mapa de uso e cobertura da terra do ano de 2010

A partir dos mapas, e excluindo a classe praia e mar (por possuir igual valor de área em todos os anos, conforme explicado anteriormente), calculou-se a área (em hectares) que cada uso ou cobertura da terra abrangia nas respectivas datas, assim como a porcentagem com relação à área total (Tabela 1). A Tabela 2 mostra a mudança na área de cada uso e cobertura da terra entre o início (1962) e o fim (2010) do período analisado, e a porcentagem de área alterada. Números negativos na coluna de mudanças entre os anos indicam que houve diminuição no tamanho da área abrangida pela classe em questão entre um ano e outro, enquanto que números positivos, na mesma coluna, indicam que houve um aumento.

Tabela 1 - Área de cada uso ou cobertura da terra nas respectivas datas

Classes	1962		1972		1980		2000		2010	
	área (ha)	%	área (ha)	%	área (ha)	%	área (ha)	%	área (ha)	%
Corpo d'água	43,26	0,86	62,80	1,25	56,78	1,13	44,04	0,88	43,79	0,87
Estrada	6,47	0,13	11,28	0,22	19,29	0,38	19,24	0,38	18,94	0,38
Floresta	4.874,71	97,24	4.868,04	97,10	4.533,57	90,43	4.670,56	93,16	4.725,86	94,27
Roça	21,76	0,43	12,12	0,24	7,81	0,16	1,55	0,03	0,00	0,00
Vegetação rala	67,06	1,34	59,02	1,18	395,81	7,90	277,87	5,54	224,67	4,48
TOTAL	5.013,26	100,00	5.013,26	100,00	5.013,26	100,00	5.013,26	100,00	5.013,26	100,00

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Tabela 2 - Quadro geral: mudanças entre os anos 1962 e 2010

Classes	Área (ha)		Mudanças entre os anos 1962-2010	Porcentagem de mudanças com relação a área inicial (%)
	1962	2010		
Corpo d'água	43,26	43,79	0,53	1,23
Estrada	6,47	18,94	12,47	192,74
Floresta	4.874,70	4.725,86	-148,84	-3,05
Roça	21,77	0,00	-21,77	-100,00
Vegetação rala	67,06	224,67	157,61	235,03

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Os gráficos de 1 a 5 mostram a evolução na área de cada uma das classes de uso ou cobertura ao longo dos anos.

Gráfico 1 - Evolução na classe de corpo d'água entre os anos 1962 e 2010

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Gráfico 2 - Evolução na classe estrada entre os anos 1962 e 2010

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Gráfico 3 - Evolução na classe de floresta entre os anos 1962 e 2010

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Gráfico 4 - Evolução na classe de vegetação rala entre os anos 1962 e 2010

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Gráfico 5 - Evolução na classe de roça entre os anos 1962 e 2010

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Podemos observar que o ano de 1962 é o ano com maior área de floresta e de roça dentre todos os demais, e com menor área ocupada por estrada. Este período apresenta também baixos valores de área para vegetação rala. No ano de 1972 observamos uma pequena diminuição nas áreas ocupadas por floresta, roça e vegetação rala, e aumento de estradas – o que pode ter favorecido a abertura de áreas de vegetação rala (desmatamento e conversão para agropecuária) no período seguinte, entre 1972 e 1980.

Dentre toda a faixa temporal observada, há certa variação quanto ao volume de corpos d'água. A maior variação (aproximadamente 20 ha) ocorreu entre os anos de 1962 e 1972. O ano de 1972 é o ano com maior volume de corpos d'água, assim como foram nas fotos aéreas correspondentes onde encontramos mais feições de área de deslizamentos de terra causadas pela chuva. Conversando com um morador local, constatamos que esta data compreende um período em que houve grande volume de chuva na região, o que explica tais ocorrências.

Até o ano de 1980 segue-se a tendência de diminuição de área de roças e aumento da área de estradas. Entre 1972 e 1980 há um significativo aumento nas áreas de vegetação rala, (provavelmente devido a Revolução Verde ocorrida entre as décadas de 1960 e 1970 no Brasil, além de outros motivos históricos discutidos na seção 3.4), favorecendo a abertura de campos para a agropecuária. Este ano (1980) é marcado por ser o ano de menor área de floresta e maior área de vegetação rala e estrada. No ano de 2000, a área de roça segue diminuindo. Contudo, a área de floresta passa a aumentar novamente, e a vegetação rala diminui; a área de estradas permanece estável. No ano de 2010, as tendências permanecem: vegetação rala e roça seguem diminuindo, floresta aumenta e a estrada permanece praticamente estável, com uma leve diminuição de sua área. O interessante é que nesta última

data a roça desaparece, já que nas fotos analisadas não foi encontrada nenhuma área com esta feição.

Em resumo, observamos claramente uma tendência de aumento da classe estrada até a década de 1980, e uma diminuição drástica de roças em todo o período. A classe floresta e a classe vegetação rala sofrem comportamentos praticamente opostos. Enquanto há uma forte queda da área de floresta na década de 1970, há um aumento considerável da vegetação rala. Após este período, a classe floresta começa a aumentar, e a área de vegetação rala inicia sua queda. Observamos uma mudança drástica nas tendências na década de 1980, comprovando a hipótese de que a implantação da unidade de conservação foi um vetor de transformação nas dinâmicas locais, trazendo um novo cenário de uso e cobertura da terra para a região. Interessante também notar como as feições da paisagem e as flutuações nas áreas de cada classe refletem os acontecimentos relatados na seção 3.4, de abandono gradual da prática de roças e de intensificação dos usos da terra a partir da década de 1970.

5.2 Matriz de transição

Conforme descrito na seção 4.3.3, as matrizes de transição global foram construídas para cada intervalo de tempo analisado. Os resultados podem ser observados nos quadros de 9 a 12.

Quadro 9 - Matriz de transição global para o período entre 1962 e 1972

De/Para	Corpo d'água	Vegetação rala	Roça	Estrada	Floresta
Corpo d'água	0,89	0,00	0,00	0,00	0,11
Vegetação rala	0,00	0,50	0,02	0,01	0,47
Roça	0,00	0,00	0,07	0,00	0,93
Estrada	0,00	0,06	0,00	0,48	0,46
Floresta	0,00	0,01	0,00	0,00	0,99

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Quadro 10 - Matriz de transição global para o período entre 1972 e 1980

De/Para	Corpo d'água	Vegetação rala	Roça	Estrada	Floresta
Corpo d'água	0,65	0,10	0,00	0,00	0,25
Vegetação rala	0,00	0,59	0,00	0,02	0,38
Roça	0,00	0,12	0,02	0,00	0,86
Estrada	0,00	0,45	0,00	0,15	0,39
Floresta	0,00	0,07	0,00	0,00	0,92

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Quadro 11 - Matriz de transição global para o período entre 1980 e 2000

De/Para	Corpo d'água	Vegetação rala	Roça	Estrada	Floresta
Corpo d'água	0,74	0,06	0,00	0,00	0,20
Vegetação rala	0,00	0,44	0,00	0,00	0,55
Roça	0,00	0,10	0,01	0,00	0,89
Estrada	0,00	0,01	0,00	0,99	0,00
Floresta	0,00	0,02	0,00	0,00	0,98

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Quadro 12 - Matriz de transição global para o período entre 2000 e 2010

De/Para	Corpo d'água	Vegetação rala	Roça	Estrada	Floresta
Corpo d'água	0,92	0,00	0,00	0,00	0,08
Vegetação rala	0,00	0,68	0,00	0,00	0,31
Roça	0,00	0,15	0,00	0,00	0,85
Estrada	0,00	0,01	0,00	0,97	0,02
Floresta	0,00	0,01	0,00	0,00	0,99

Fonte: Assaf, Camila de Campos

A matriz de transição mostra a porcentagem de área de cada classe que mudou de um ano para o outro, assim como a direção desta mudança. Os elementos da diagonal da matriz representam o quanto de cada classe que permaneceu em seu mesmo estado no tempo seguinte, ou seja, onde não ocorreu mudança. Por exemplo, no Quadro 9 temos que 50% da área de vegetação rala permaneceu em seu mesmo estado entre os anos de 1962 e 1972, e que 47% da sua área mudou para o estado floresta, no mesmo período. O interessante da matriz de transição é que, através dela, podemos observar tendências e analisar as mudanças a partir de sua origem. Ou seja, ela nos permite dizer não somente que determinado tipo de uso ou cobertura aumentou de um ano para outro, mas também identificar qual classe contribuiu para este aumento, e quantificar esta contribuição. De acordo com os preceitos de uma cadeia de Markov, a matriz de transição também aponta para a probabilidade de determinada classe se transformar em outra no intervalo de tempo analisado. Assim, com as matrizes de transição pudemos observar qual é a tendência esperada para os próximos anos, caso a dinâmica do local continue a mesma.

Ao analisar as matrizes de transição é importante levar em conta que elas representam porcentagens da área total de cada classe, ou seja, dizer que 7% da classe floresta e 45% da classe estrada mudaram para vegetação rala entre 1972 e 1980 implica que muito mais área de floresta foi convertida em vegetação rala do que a classe estrada, uma vez que floresta tinha

uma área total de 4.868,04 ha (7% de 4.868,04 ha é igual a 340,76 ha) e estrada apenas 11,28 ha (45% de 11,28 é igual a 5,08 ha).

Observando as matrizes de transição e tomando os devidos cuidados nas análises, podemos dizer que no período Pré-UC temos um aumento da área de estrada devido a conversão de parcela da vegetação rala em estrada. Apesar desta conversão, a classe de vegetação rala recebe um acentuado aumento em sua área neste período de tempo, uma vez que a área de floresta diminui, transformando-se em vegetação rala (o que ocorre mais intensamente entre os anos de 1972 e 1980). Neste período, as áreas de roça são convertidas, em sua grande maioria (93% entre 1962 e 1972, e 86% entre 1972 e 1980) para floresta.

No período Pós-UC a área de estrada permanece praticamente estável, enquanto que floresta aumenta consideravelmente por conta da transição de vegetação rala para floresta. Pelo mesmo motivo, a área de vegetação rala diminui. A classe de roça segue o mesmo padrão encontrado no período Pré-UC, de mudança para floresta. Ao longo do tempo, este processo ocorre até a área de roça desaparecer por completo.

5.3 Simulação: cadeias de Markov

A partir das matrizes de transição global e líquida construídas para o período de 1980 a 2000, foi então realizada uma simulação tomando como período inicial o próprio ano de 1980, para projetar o ano de 2000, e outra simulação partindo de 2000 para projetar o ano de 2010, ainda usando a mesma matriz de transição (uma vez que observamos haver uma tendência relativamente constante entre 2000 e 2010). Estas simulações foram feitas a fim de analisar a eficácia do modelo. Realizadas as simulações, os mapas simulados foram comparados com os mapas reais de mesma data, considerando os critérios tendência e alocação das células.

Para analisar se a tendência de transição observada de 1980 a 2000 permaneceu nas simulações, foram computados e comparados os números de células por classe, e se estas aumentaram ou diminuíram na mesma direção. Os resultados podem ser observados nas tabelas a seguir:

Tabela 3 - Comparação entre os mapas real e simulado de 2000 (modelo de Markov)

Classe	Número de células por classe			Diferença entre real e simulado em número de células
	1980	2000 real	2000 simulado	
Corpo d'água	11.595	8.975	8.964	11
Vegetação rala	80.763	56.765	56.691	74
Roça	1.590	321	319	2
Estrada	3.940	3.932	3.927	5
Floresta	925.215	953.110	953.202	92
Total		1.023.103	1.023.103	184

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Tabela 4 - Comparação entre os mapas real e simulado de 2010 (modelo de Markov)

Classe	Número de células por classe			Diferença entre real e simulado de 2010 em número de células
	2000	2010 real	2010 simulado	
Corpo d'água	8.975	8.955	8.123	832
Vegetação rala	56.765	45.856	46.119	263
Roça	321	0	144	144
Estrada	3.932	3.865	3.924	59
Floresta	953.110	964.427	964.793	366
Total		1.023.103	1.023.103	1.664

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Olhando as tabelas 3 e 4 podemos observar que a tendência permaneceu, ou seja, as classes que diminuíram em número de células de 1980 a 2000 e de 2000 a 2010 nos mapas reais também diminuíram para os mapas simulados. O mesmo ocorreu com as classes que aumentaram. Na coluna que mostra a diferença entre real e simulado em número de células, podemos notar que houve uma parcela de células por classe que transicionou para um estado errado. Para a simulação de 1980 a 2000, o somatório de todas as células transicionadas erroneamente resultou num total de 184 células, (aproximadamente 0,02% do total de células), o que significa que 99,98% das células do mapa transicionaram seguindo a tendência esperada. Já para a simulação de 2000 a 2010, o número de células transicionadas erroneamente foi maior, resultando num valor de 1.664 células (0,16% do total). Neste último caso, podemos dizer que 99,84% do mapa manteve a tendência.

Contudo, vale ressaltar que esta última simulação foi realizada utilizando a matriz de transição construída a partir do período entre 1980 e 2000, e aplicada para demonstrar a eficácia do modelo e a permanência de uma relativa constância nos padrões de uso e cobertura

da terra no período entre 1980 e 2010. Levando isto em consideração, e observando a Tabela 4, notamos que a maior discrepância entre os valores reais e simulados, em termos absolutos, ocorre com a classe de corpo d'água (832 de um total de 1.664 células transicionadas erroneamente). Isto é coerente com o fato de que esta classe apresenta um comportamento atípico e diferente dos demais, conforme já foi apontado anteriormente e pode ser observado nos gráficos de mudanças ao longo dos anos (gráficos 1 a 5). Olhando tais gráficos, é justificável que a classe corpo d'água apresente um erro maior, uma vez que a amplitude de mudanças ocorridas entre 1980 e 2000 é bastante diferente da ocorrida entre 2000 e 2010, apesar da tendência permanecer a mesma. A tendência de perda de área da classe roça também permanece no mapa simulado de 2010, porém não atinge o valor zero como é encontrado no mapa real. Os demais valores de diferença entre simulado e real foram considerados coerentes tendo em vista a extensão das classes restantes.

O índice Kappa foi aplicado para avaliar a alocação das células nos mapas simulados. Para o cálculo deste índice, todos os pixels de cada mapa simulado foram considerados, para então serem comparados com os respectivos pixels do mapa real de referência. Foi então construída uma matriz de confusão e a partir desta calculado o índice Kappa, que resultou num valor de 0,35 na simulação realizada para o ano de 2000, e 0,60 na simulação para 2010. Ambas as simulações estão abaixo do valor considerado como satisfatório ($k \geq 0,70$) em termos de alocação das células (EL-HALLAQ; HABBOUB, 2015).

Considerando a discrepância entre os resultados da análise de tendência de transição e os resultados do índice Kappa, em que os primeiros apontaram para uma avaliação positiva do modelo enquanto que o Kappa gerou valores insatisfatórios, e o fato de haverem críticas à capacidade deste índice em avaliar o grau de acordo entre dois objetos de análise (GWET, 2002; PONTIUS JUNIOR; MILLONES, 2011), foi usado um terceiro método para analisar a alocação das células no mapa: média de frequência de concordância. Neste método, o modelo foi rodado 100 vezes (para cada simulação), e a partir dos resultados construiu-se um histograma da variação das simulações quanto ao grau de concordância. As figuras 15 e 16 mostram os histogramas de frequência de concordância entre os mapas. No anexo II pode ser visto o código comentado do programa construído para obter as simulações de Markov, o cálculo do Kappa e a construção do histograma.

Figura 15 - Histograma da frequência de concordância entre mapa real e simulado de 2000

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Figura 16 - Histograma da frequência de concordância entre mapa real e simulado de 2010

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Na Figura 15, observa-se que do total de pixels da imagem simulada aproximadamente 91,60 a 91,70% coincidem espacialmente com o mapa real de 2000 (com uma média de 91,64%). Já

na simulação de 2010, o histograma (Figura 16) mostra uma faixa de concordância de 95,32 a 95,44% entre o mapa real de 2010 e o simulado de mesma data (média de 95,37%). Ou seja, em ambas as simulações ao menos 91% das células mudaram de estado corretamente em todas as 100 execuções do modelo.

Deste modo, considerando o bom resultado obtido a partir do modelo de Markov, um mapa de 2020 foi então simulado, tomando como estado inicial o mapa real de 2010 e utilizando as probabilidades de transição mais recentes, encontradas na matriz de transição obtida a partir das mudanças ocorridas entre 2000 e 2010. Esta simulação teve como objetivo identificar um cenário futuro para a unidade de conservação, caso a tendência atual se mantenha. Foram executadas 10 simulações, calculadas as médias de células por classe, e a diferença entre a média e o valor gerado em cada uma das simulações, usando a técnica de múltiplos quadrados. A simulação para o ano de 2020 que mais se aproximou da média foi então projetada no SIG para análises posteriores.

Conforme já era esperado, seguindo a tendência encontrada para o período de 2000 a 2010, observou-se que a área de floresta tende a aumentar em detrimento da conversão de áreas de vegetação rala, favorecendo o reflorestamento da unidade de conservação. As mudanças entre o mapa real de 2010 e a projeção para 2020, em número de células, podem ser observadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Mudanças no uso e cobertura da terra entre 2010 (real) e 2020 (simulado) – modelo de Markov

Classe	2010	2020	Mudanças (em número de células)
Corpo d'água	8.955	8.909	-46
Vegetação rala	45.856	38.446	-7410
Roça	0	0	0
Estrada	3.865	3.806	-59
Floresta	964.427	971.942	7515

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Para visualizar e comparar o cenário de 2020, caso a unidade de conservação não houvesse sido implantada na década de 1980 e, portanto, o padrão de mudanças do uso e cobertura da terra observado entre 1972 e 1980 se mantivesse (desconsiderando que outras variáveis poderiam interferir na dinâmica ao longo dos anos até 2020), foram feitas simulações partindo do ano de 1980, usando a matriz de transição 1972-1980. No total, o modelo foi executado 5 vezes, até atingir a data pretendida – 2020, sempre realizando 10 rodadas para cada execução,

na qual para cada uma obteve-se a média de células por classe e calculada a diferença entre a média e o valor gerado em cada rodada, usando a técnica de múltiplos quadrados, para então partir para a próxima execução do modelo.

O resultado pode ser observado na Tabela 6, onde as classes de 2020 no cenário com unidade de conservação são comparadas às classes de mesma data para um cenário contra factual, ou seja, considerando ausência da unidade.

Tabela 6 - Comparação entre os cenários simulados de unidade de conservação e de ausência da unidade, para o ano de 2020 – modelo de Markov

Classe	Área (hectares)		
	2020 com UC	2020 sem UC	Diferença entre 2020 com UC e 2020 sem UC
Corpo d'água	43,65	49,19	5,54
Vegetação rala	188,38	759,85	571,47
Roça	0	7,47	7,47
Estrada	18,65	36,34	17,69
Floresta	4762,52	4160,35	-602,17

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Para melhor visualização e comparação dos cenários, também plotamos os gráficos de 6 a 9, com a evolução das áreas (não projetamos a classe corpo d'água, considerando que é uma classe atípica comparada com as demais, e muito mais dependente de outros fatores externos do que da interação entre classes propriamente dita):

Gráfico 6 - Evolução da classe vegetação rala e projeções para o ano 2020

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Gráfico 7 - Evolução da classe floresta e projeções para o ano 2020

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Gráfico 8 - Evolução da classe roça e projeções para o ano 2020

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Gráfico 9 - Evolução da classe estrada e projeções para o ano 2020

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Nestes gráficos, a linha vermelha, sobreposta à linha cinza, desenha o caminho da evolução da classe em questão até o ano de 2020, caso não houvesse sido implantada a unidade de conservação. Já a linha cinza, mostra o cenário real da unidade de conservação, aliada a uma projeção para o ano de 2020. Considerando que foi na década de 1980 que a EEJI foi imposta, é a partir de então que as linhas se dividem e seguem caminhos diferentes.

Observando a Tabela 6 e os gráficos 6 a 9 vemos que, mantidas as condições encontradas *a priori*, no ano de 2020 com ausência da unidade de conservação teríamos uma área de

vegetação rala consideravelmente maior do que se a UC tivesse sido implantada, por conta da conversão da área de floresta. A área de estrada também aumentaria, e a área de roça diminuiria um pouco, mas permaneceria praticamente estável até o ano de 2020, e não chegaria a zero como é encontrado no cenário com unidade de conservação, devido à restrição de tal prática. É importante colocar que não pretendemos supor que a prática de roça seguiria este rumo caso a EEJI não houvesse sido implantada. Parece ser mais provável supor que haveria uma conversão das terras para um tipo de uso mais intensivo, devido às pressões econômicas e políticas do período. Contudo, é interessante notar o comportamento de evolução das classes roça, vegetação rala e floresta, que apontam para a não correlação entre roça e desmatamento ou reflorestamento, uma vez que estes processos ocorreram em maior ou menor escala independente da variação da área de roça.

Para a análise visual dos resultados, os mapas simulados de 2000, 2010 e "2020 com UC", foram projetados em ambiente SIG. A partir destas projeções, observamos que uma pequena parcela dos pixels (menos que 10%) é alocada aleatoriamente em locais improváveis, como por exemplo, o aparecimento de um único pixel da classe corpo d'água no meio de um conjunto de pontos de floresta. Já ao projetar o cenário de "2020 sem UC", vemos que este fenômeno de pixels aleatórios espalhados pela paisagem se torna predominante, causando, inclusive, perda das formas das classes.

Este é um problema decorrente do uso do método de simulação apenas com processos de Markov, que não considera a vizinhança. Deste modo, quanto mais simulações são executadas, e mais se afasta da origem dos dados, maior é a ocorrência deste problema. Isto explica o fenômeno de predominância dos pixels aleatórios observado na simulação de "2020 sem UC", uma vez que esta foi executada em uma sequência de 5 tempos até atingir o ano de 2020 (1980-1988, 1988-1996, 1996-2004, 2004-2012, 2012-2020). Com o incremento do modelo de autômato celular este problema foi minimizado, já que ele considera a vizinhança, o que possibilita a construção de modelos espacialmente mais coerentes. Contudo, não se deve descartar a importância das simulações de Markov, tendo em vista sua capacidade relevante de reproduzir tendências. Os mapas espacializados citados previamente podem ser observados no anexo V.

5.4 Simulação: modelo AC-Markov I

Na seção 5.3 mostramos os resultados de simulações feitas sobre o ano de 1980 para projetar o cenário de 2000 (usando as tendências de transição observadas neste mesmo período), e

sobre o ano de 2000 para projetar o cenário de 2010 (usando ainda as tendências de transição encontradas entre os anos de 1980 e 2000), ambas utilizando somente cadeias de Markov. O modelo construído integrando autômato celular às probabilidades de transição de Markov foi executado sobre estes mesmos cenários, e as mesmas análises de desempenho foram realizadas, considerando os critérios tendência e alocação das células na comparação entre mapas reais e mapas simulados.

Conforme explicado na metodologia, estabeleceu-se que as classes estrada e corpo d'água assumiriam o estado da maioria absoluta da vizinhança somente quando não houvesse nenhum vizinho igual a ele próprio; e que para as demais classes, isto ocorreria quando houvesse menos que n vizinhos iguais a ele próprio, sendo n um parâmetro variável. Para encontrarmos o melhor resultado do modelo, variamos n entre $n < 1$ e $n \leq 8$, e comparamos os resultados. O melhor resultado, considerando os diferentes tipos de análises do modelo, foi com $n \leq 8$ para a simulação do ano 2000, e $n < 5$ para a simulação do ano 2010. Com estes parâmetros, os mapas resultantes foram projetados em ambiente SIG. O modelo AC-Markov I foi construído em Python 2.7.2 e para a projeção utilizou-se o software ArcGIS. Tanto o algoritmo de simulação quanto os mapas gerados podem ser encontrados nos anexos III e VI, respectivamente.

Para analisar se a tendência de transição observada de 1980 a 2000 e de 2000 a 2010 permaneceu nas simulações, foram computados e comparados os números de células por classe, e verificado se estas aumentaram ou diminuíram na mesma direção. Os resultados podem ser observados nas tabelas 7 e 8:

Tabela 7 - Comparação entre os mapas real e simulado de 2000 (modelo AC-Markov I)

Classe	Número de células por classe			Diferença entre real e simulado em número de células
	1980	2000 real	2000 simulado	
Corpo d'água	11.595	8.975	11.463	2.488
Vegetação rala	80.763	56.765	36.529	20.236
Roça	1.590	321	0	321
Estrada	3.940	3.932	5.204	1.272
Floresta	925.215	953.110	969.907	16.797
Total		1.023.103	1.023.103	41.114

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Tabela 8 - Comparação entre os mapas real e simulado de 2010 (modelo AC-Markov I)

Classe	Número de células por classe		Diferença entre real e simulado em número de células	
	2000	2010 real 2010 simulado		
Corpo d'água	8.975	8.955	9.394	439
Vegetação rala	56.765	45.856	47.516	1.660
Roça	321	0	2	2
Estrada	3.932	3.865	5.001	1.136
Floresta	953.110	964.427	961.190	3.237
Total		1.023.103	1.023.103	6.474

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Olhando a Tabela 7 podemos observar que a tendência permaneceu, exceto para a classe estrada, que ao invés de permanecer praticamente estável de 1980 a 2000, teve um aumento na sua área. Na Tabela 8, a tendência permaneceu para as classes vegetação rala, roça e floresta, enquanto que as classes corpo d'água e estrada aumentaram ao invés de diminuir. Na coluna que mostra a diferença entre real e simulado em número de células, visualizamos a parcela de células por classe que transicionou para um estado incorreto. Para a simulação de 1980 a 2000, o somatório de todas as células transicionadas erroneamente dá um total de 41.114 células, o que representa aproximadamente 4,02% do total de células do mapa. Já para 2000 a 2010, o resultado foi um pouco melhor (apesar de inconsistências na manutenção da tendência), totalizando 6.474 células transicionadas de modo errado, equivalente a 0,63% do total. Assim temos que, em termos absolutos, a tendência se manteve em 95,98% e 99,37% das células na simulação de 2000 e de 2010, respectivamente.

Na análise da alocação das células, o índice Kappa foi aplicado ao modelo. Para o cálculo deste índice, todos os pixels de cada mapa simulado foram considerados, para então serem comparados com os respectivos pixels do mapa real de referência. O cálculo do índice Kappa resultou num valor de 0,46 na simulação realizada para o ano de 2000, e 0,75 na simulação para 2010.

Por fim, foi calculada a frequência de concordância média entre mapa real e mapa simulado. Assim como foi feito anteriormente para o modelo de Markov, executamos n vezes o modelo onde para cada execução foi comparado célula por célula se esta foi transicionada para o estado correto no local correto, obtendo assim uma porcentagem de concordância. Executando 10 vezes, obteve-se a média desta porcentagem. Para o cenário do ano 2000, a frequência de concordância média foi de 93,78%, enquanto que para o cenário de 2010 resultou em 97,19%.

Para a análise visual dos resultados, os mapas simulados de 2000 e 2010 foram projetados em ambiente SIG (anexo VI), e discutidos na seção 5.6.

5.5 Simulação: modelo AC-Markov II

O modelo AC-Markov II foi desenvolvido conforme descrito na metodologia, e os procedimentos para a análise dos resultados foram realizados do mesmo modo que para os modelos anteriores. Para que as comparações fossem possíveis, este modelo também foi executado sobre o ano de 1980 para projetar o cenário de 2000 (usando as tendências de transição observadas neste mesmo período), e sobre o ano de 2000 para projetar o cenário de 2010 (usando ainda as tendências de transição encontradas entre os anos de 1980 e 2000).

No parâmetro variável de AC-Markov II, n_j , encontrou-se uma melhor aderência do modelo com n_j equivalente a “>1”, em ambos os cenários (2000 e 2010). Com este parâmetro, os mapas resultantes foram projetados em ambiente SIG. O modelo AC-Markov II também foi construído em Python 2.7.2, e para a projeção utilizou-se o software ArcGIS. Tanto o algoritmo de simulação quanto os mapas gerados podem ser encontrados nos anexos IV e VII, respectivamente.

Os resultados das análises de tendência de transição observada de 1980 a 2000, e de 2000 a 2010 podem ser observados nas tabelas a seguir:

Tabela 9 - Comparação entre os mapas real e simulado de 2000 (modelo AC-Markov II)

Classe	Número de células por classe		Diferença entre real e simulado em número de células
	1980	2000 real 2000 simulado	
Corpo d'água	11.595	8.975	10.805
Vegetação rala	80.763	56.765	75.767
Roça	1.590	321	821
Estrada	3.940	3.932	3.910
Floresta	925.215	953.110	931.800
Total		1.023.103	1.023.103

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Tabela 10 - Comparação entre os mapas real e simulado de 2010 (modelo AC-Markov II)

Classe	Número de células por classe		Diferença entre real e simulado em número de células	
	2000	2010 real		2010 simulado
Corpo d'água	8.975	8.955	8.602	353
Vegetação rala	56.765	45.856	54.757	8.901
Roça	321	0	166	166
Estrada	3.932	3.865	3.908	43
Floresta	953.110	964.427	955.670	8.757
Total		1.023.103	1.023.103	18.220

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Segundo as tabelas 9 e 10, podemos observar que a tendência permaneceu, ou seja, as classes que diminuíram em número de células de 1980 a 2000 e de 2000 a 2010 nos mapas reais também diminuíram para os mapas simulados. O mesmo ocorreu com as classes que aumentaram o número de células. Na coluna que mostra a diferença entre os mapas real e simulado encontramos que 42.664 e 18.200 células transicionaram incorretamente nos mapas simulados de 2000 e 2010, respectivamente. Assim, temos que na simulação para o ano 2000, 95,83% das células seguiram a tendência esperada, enquanto para o ano de 2010 a porcentagem foi de 98,22%.

Da mesma forma que no modelo anterior, o índice Kappa e o cálculo da frequência de concordância média foram aplicados ao modelo AC-Markov II. O índice Kappa resultou em um valor de 0,55 para a simulação do ano 2000 e 0,78 para a simulação do ano 2010. A frequência de concordância média entre mapa real e mapa simulado, obtida a partir das 10 execuções do modelo, resultou em 93,85% para o cenário do ano 2000 e 97,42% para o cenário de 2010.

Para a análise visual dos resultados, os mapas simulados de 2000 e 2010, obtidos a partir do modelo AC-Markov II, também foram projetados em ambiente SIG (anexo VII), e discutidos na próxima seção.

5.6 Comparação de desempenho entre os modelos de Markov e de AC-Markov

Após realizar simulações com os três modelos construídos (Markov, AC-Markov I e AC-Markov II), aplicadas sobre os mesmos intervalos de tempo, foi possível comparar seu desempenho, conforme apresentado nos quadros 13 e 14, a seguir.

Quadro 13 - Comparação de desempenho – simulação para o ano 2000

Método de análise	Markov	AC-Markov I	AC-Markov II
Análise de tendência	99,98%	95,98%	95,83%
Média da frequência de concordância	91,64%	93,78%	93,85%
Índice Kappa	0,35	0,46	0,55

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Quadro 14 - Comparação de desempenho – simulação para o ano 2010

Método de análise	Markov	AC-Markov I	AC-Markov II
Análise de tendência	99,84%	99,37%	98,22%
Média da frequência de concordância	95,37%	97,19%	97,42%
Índice Kappa	0,60	0,75	0,78

Fonte: Assaf, Camila de Campos

Na *análise de tendências*, notamos que as simulações executadas com o modelo de Markov souberam melhor preservar e reproduzir as tendências de transição observadas na área de estudo. Isso quer dizer que, em maior ou menor proporção, as classes de uso ou cobertura da terra nos mapas resultantes do modelo de Markov tiveram suas áreas diminuídas ou aumentadas seguindo a tendência encontrada na matriz de transição, e puderem ser melhor comparadas com os cenários reais. Com o modelo AC-Markov I, apesar de, em termos absolutos, haver mais células dentro das classes esperadas do que no modelo AC-Markov II, para muitas classes a tendência não foi seguida, ou seja, a área aumentou de um período para outro quando na verdade deveria diminuir, e vice-versa. O modelo AC-Markov II, por sua vez, preserva as tendências esperadas, mas em termos absolutos tem um resultado um pouco pior que os demais, pois havia um número maior de células fora das classes que deveriam estar.

Isto aconteceu porque a matriz de transição é uma boa ferramenta para se reproduzir tendências no tempo e, enquanto os modelos de AC-Markov interferem na expressão dessa matriz, o modelo de Markov usa somente ela como regra para mudanças de estado, conseguindo assim um melhor resultado de tendências. Por outro lado, a matriz de transição não tem caráter espacial, e muitas células acabam sendo alocadas em locais improváveis dentro do mapa simulado. Notamos assim que incluir a dimensão espacial, como em ambos os modelos de AC-Markov, trás um ganho neste aspecto, o que é notado com os melhores resultados de Kappa e de frequência de concordância. Contudo, por interferirem nas regras da matriz de transição, estes modelos trazem uma perda em termos de manutenção da tendência.

Quanto à *alocação das células* no mapa, o modelo AC-Markov II apresenta os melhores resultados tanto no índice Kappa, quanto na frequência de concordância. Isto ocorre porque neste modelo a aplicação da matriz de transição é mantida para as células que possuem certa quantidade de vizinhos pertencentes ao mesmo estado ao qual se pretende transicionar, mas pondera a matriz de transição pela vizinhança quando esta quantidade é menor, evitando transições em locais improváveis e considerando a influência local da vizinhança. O modelo AC-Markov I, apesar de trazer ganhos no Kappa e na frequência de concordância em comparação com o modelo de Markov, apresentou resultados um pouco piores que o modelo AC-Markov II. Acreditamos que estes resultados de AC-Markov I se devam ao fato de que, por mais que o modelo elimine transições improváveis impondo que a célula deva assumir o estado da maioria na ausência de certo número de vizinhos pertencentes à mesma classe, isto é feito após a aplicação do Markov tendo, portanto, um caráter de AC determinístico, e não probabilístico como no modelo anterior. Por ser determinístico, algumas células do mapa passam a ser alteradas levando em conta somente vizinhança, e não mais a matriz de transição.

Na análise visual dos modelos, como já era previsto, os cenários produzidos com os modelos de AC-Markov eliminaram, em grande parte, o problema de células alocadas aleatoriamente em locais improváveis. As feições do mapa ficaram mais contínuas e, portanto, mais semelhantes à realidade do que nos cenários produzidos pelo modelo de Markov. Entretanto, é possível observar também que as feições dos mapas gerados com os modelos de AC-Markov não se tornam mais parecidas com as feições presentes nos correspondentes mapas reais – em termos de formas, tamanho e localização – do que nos mapas gerados pelo modelo de Markov. Ao contrário, exceto pelo fato de que nos modelos de AC-Markov as feições se tornam mais contínuas, os três modelos geram mapas bastante parecidos. Com isto, podemos dizer que neste caso, AC não aumentou a eficiência do modelo na reprodução das mudanças, com a finalidade de permitir visualizar cenários futuros e explorar as transições quanto a sua localização espacial. A grande vantagem de AC está no fato de evitar transições improváveis e garantir um mapa mais coeso.

Devido ao fato de que o modelo de Markov apresentou melhor desempenho na reprodução de tendências que os modelos de AC-Markov, as simulações futuras projetando cenários para o ano de 2020, considerando o cenário atual e o caso hipotético de não existência da unidade de conservação (ou seja, preservando tendências encontradas no período Pré-UC), não foram realizadas com estes últimos. Isto porque, por tratarmos aqui de uma análise exploratória de possíveis estados da paisagem, acreditamos que preservar tendências é, neste caso, de maior

relevância do que os aspectos de localização. Ademais, os modelos de AC-Markov não trouxeram grandes ganhos na espacialização das mudanças. Contudo, a decisão sobre qual modelo utilizar deve ser avaliada de acordo com o propósito de cada pesquisa, ou seja, em estudos nos quais a espacialidade tenha maior relevância sobre as análises de tendências, um modelo que inclua AC passa a ser desejável.

6. DISCUSSÃO E CONCLUSÃO

6.1 Vantagens e limitações

6.1.1 *Do trabalho com imagens de sensoriamento remoto óptico*

Trabalhar com imagens de satélite ou fotografias aéreas em modelos de simulação é interessante por propiciar a construção de modelos cujos resultados são aplicáveis. Além disso, a visualização dos processos torna-se mais simples e dinâmica. Contudo, a disponibilidade de imagens de satélite ou fotografias aéreas torna-se um fator limitante para esta tarefa, principalmente quando se trata de levantar dados do passado. Tratando-se de fotografias aéreas, que correspondem a primeira modalidade de imageamento por sensores remotos ópticos, não foi consolidado no Brasil um procedimento sistemático de cobertura aero fotográfica, e muitos dos levantamentos realizados desde a década de 1930 não estão catalogados, dificultando, portanto, a aquisição destes materiais.

Quanto às imagens de satélite para fins de reconhecimento da cobertura da terra, estas começaram a ser feitas apenas a partir da década de 1970, porém, os sensores com boas resoluções espaciais surgiram somente no final da década de 1980 (CAMPBELL; WYNNE, 2011). Ainda assim, quase a totalidade dos órgãos proprietários de satélites com sensores de alta resolução espacial cobra um preço bastante elevado pela disponibilização destas imagens, o que também dificulta o trabalho. Em outros casos, mesmo quando se encontram levantamentos aero fotográficos ou imagens de satélite com boa resolução disponíveis, se o local de estudo for localizado em área litorânea e de clima tropical, a probabilidade deste material ser inutilizável por conta da presença de nuvens cobrindo a área imageada é bastante grande. Além de dificultar a construção do modelo por escassez de dados, estes fatos também prejudicam o processo de validação do mesmo.

Contudo, a partir do século 21 há uma tendência em sistematizar os levantamentos por sensores ópticos, os quais tendem a ser feitos com uma boa resolução temporal. Neste período, também houve um grande avanço no desenvolvimento de satélites imageadores com melhor resolução espacial. Somado a isto, tem-se observado uma tendência crescente em disponibilizar estes dados gratuitamente ao usuário. Isto garante um potencial campo de atuação na área, onde modelos como os aqui apresentados poderão ser construídos em diversas escalas temporais e espaciais. Isto permitirá avaliar a evolução da paisagem no tempo com bastante precisão, confrontando as variações com políticas e ações realizadas em um

curto espaço de tempo, e criar diversos modelos de simulação sobre a paisagem. Do mesmo modo, a validação dos dados poderá se tornar muito mais robusta e eficiente.

Outra limitação importante, é que quando se trabalha com classificação de imagens existe ainda a possibilidade de haver viés na classificação. Isto ocorre porque, conforme Congalton e Green (2008), a técnica de interpretação visual possui certa subjetividade inerente ao processo. Por outro lado, esta técnica de classificação pode ser eficiente por evitar erros de confusão na leitura dos pixels, que podem ocorrer quando a classificação é feita automaticamente pelo software, além de permitir o uso do conhecimento de especialistas. De todo modo, a validação da classificação é parte extremamente importante do processo de construção do modelo.

6.1.2 Dos modelos matemáticos

Quando se trabalha com modelagem é necessário ter em mente, desde o início, que os resultados do modelo já possuem um erro intrínseco. Este erro deve-se ao fato dos modelos tratarem de uma representação simplificada da realidade, onde é impossível incluir todas as variáveis encontradas no mundo real. Em se tratando de modelos da paisagem, isto é ainda mais marcante, uma vez que nem todas as variáveis são completamente conhecidas, e menos ainda se sabe sobre como incorporá-las em um único modelo factível.

Embora modelos dinâmicos recebam tais críticas quanto a seu reducionismo e suas limitações para capturar integralmente a complexidade inerente da realidade, Almeida et al. (2013, p. 15) argumentam a seu favor, pois "eles oferecem uma maneira incomparável de se abstrair padrões, ordem e tendências dinâmicas diretrizes de processos do mundo real."

Neste trabalho, foram propostos modelos de autômato celular e cadeias de Markov para compreender a dinâmica da paisagem e simular cenários sob diferentes contextos. Este tipo de modelo é comumente utilizado quantificando probabilidades de transição de várias classes de uso e cobertura da terra a partir de um intervalo de tempo discreto. Estas probabilidades são então usadas em um modelo de mudanças da paisagem para prever transições espacialmente explícitas. Assim, como foi visto, a entrada para o modelo é o estado inicial da paisagem e a matriz de transição contendo tais probabilidades, a qual assume que as forças direcionadoras que produzem os padrões observados na paisagem inicial irão continuar agindo no futuro, assim como agiram no passado. Tais pressupostos fazem dos modelos baseados em Markov adequados para a abordagem proposta de se construir cenários a partir de diferentes tendências observadas (MONDAL; SOUTHWORTH, 2010), uma vez que estamos

interessados em extrapolar para o futuro uma tendência encontrada no passado, assumindo que não houve mudança no padrão espacial, para assim compreender a influência de diferentes contextos políticos sobre a paisagem.

Almeida et al. (2013) listam ainda outras vantagens de se trabalhar com modelos de Markov ou AC-Markov:

- Simplicidade e flexibilidade operacional;
- Complexidade suficiente para simular mudanças inesperadas e surpreendentes como as observadas em fenômenos emergentes;
- São aplicáveis a um espaço representado como uma grade e, portanto, possíveis de serem articulados com dados matriciais, comumente usados em SIG.

Contudo, os modelos construídos ainda poderiam ser mais representativos da realidade se incorporassem variáveis externas, como aquelas apontadas na revisão bibliográfica do presente trabalho. Esta foi uma limitação do trabalho aqui realizado, devido à escassez de informações acerca do local de estudo que possibilitassem este incremento. Outra questão relevante é que, tanto num modelo incorporando variáveis externas, quanto no que foi aqui proposto, as conclusões precisam levar em conta que o modelo construído não é suficiente para explicar o fenômeno em termos de causa e efeito, já que a identificação de relações estatísticas entre o fenômeno e a variável analisada não estabelece, por si só, necessariamente, um relacionamento causal (MEIRELLES; ALMEIDA, 2007). De qualquer forma, mesmo sem a inclusão das variáveis, os modelos podem trazer resultados satisfatórios, possibilitando analisar casos para os quais não existem dados disponíveis sobre a região, ou estes não são confiáveis.

A eficiência do modelo é ainda afetada devido à imprecisão inerente ao registro de imagens multitemporais e de erros de interpretação do pesquisador – potencializados pela diferença na escala entre as fotos de datas diferentes. Outro ponto a ser considerado, são as ocorrências naturais da área de estudo como, por exemplo, mudanças naturais no curso do rio (mudança no local em que o rio corre, e não necessariamente na área abrangida pelo rio), que interferem na matriz de transição, podendo resultar em interpretações errôneas.

Quanto às generalizações do modelo, estas devem ser feitas cuidadosamente. No caso estudado, por exemplo, de unidades de conservação, temos que cada unidade tem suas peculiaridades locais (naturais e antrópicas), além de diferentes contextos sociais, políticos e ambientais, mesmo quando a categoria de unidade de conservação é a mesma. Ou seja, as aplicações devem ser analisadas caso a caso.

Vinculado a estas especificidades dos contextos locais, acreditamos que os modelos poderiam funcionar melhor em ambientes com tendências mais estáveis e contínuas, diferente do que é observado em sistemas de agricultura itinerante em que a dinâmica não segue o mecanismo de crescimento de bordas, executado pelo AC. A dinâmica da agricultura itinerante (praticada com mais intensidade durante o período Pré-UC) não expande as áreas de clareiras na floresta; ao contrário, abre-se uma clareira de tamanho determinado, pratica-se a roça até a produtividade da terra diminuir e o processo inicial de sucessão se instalar, e depois deixa-se a área em descanso até a floresta secundária se estabelecer, enquanto outra clareira é aberta em local distinto da floresta. Isto quer dizer que o efeito de vizinhança (imposto pelo AC), não funciona tão bem para esta classe específica, já que uma célula desmatada não necessariamente será fator influenciador de mais desmatamento no entorno. Por outro lado, os modelos que incluem AC trazem uma melhora ao modelo de Markov, no sentido de corrigir alguns efeitos negativos da aleatoriedade de sua projeção no espaço.

Por fim, tendo em vista algumas das vantagens e limitações dos modelos aqui propostos, temos que modelos como estes

(...) devem ser concebidos, manipulados, aplicados e interpretados de uma forma sábia e crítica, de modo que os modeladores, planejadores, tomadores de decisão da esfera pública e privada, assim como cidadãos de maneira geral possam extrair o melhor de seus resultados e sensatamente reconhecer os seus limites (ALMEIDA et al., 2013, p. 15 e 16).

6.2 Considerações sobre a área de estudo

Mudanças no uso e cobertura da terra em florestas tropicais têm sido uma das maiores preocupações para a gestão ambiental tanto em nível local, quanto global, pois podem ser os maiores condutores de desmatamento e de outros tipos de degradação de habitats. As transformações no uso e cobertura da terra não seguem um padrão fixo, e a velocidade com que podem ocorrer, ou a magnitude que podem alcançar, são incertas, e tornam ainda maior esta preocupação (VAN VLIET et al., 2012).

Nas últimas décadas, duas forças impulsionadoras de mudanças que caminham em sentidos opostos têm sido observadas nas florestas tropicais: de um lado há a preocupação em se preservar o meio ambiente, criando unidades de conservação e restringindo os usos da terra em áreas de relevância ambiental; e de outro, encontramos os incentivos governamentais de intensificação da agricultura e da pecuária (que acarretam a conversão de áreas florestadas para pasto ou monoculturas), além da expansão urbana e da pressão fundiária.

Na área alvo do nosso estudo, estas duas forças atuaram ao longo do período investigado na conformação das mudanças no uso e cobertura da terra. Vimos que na década de 1970 incentivos à intensificação agrícola e à especulação imobiliária acarretaram em mudanças na paisagem (ADAMS, et al. 2013; SANCHES, 2016), numa tendência de aumento do desmatamento, enquanto que na década seguinte, com a criação da EEJI (apesar dos impasses e conflitos enfrentados até hoje), iniciou-se um processo de reflorestamento das áreas convertidas. Tais forças, embora opostas quando se trata de mudanças na cobertura florestal, contribuíram de forma conjunta para uma redução na prática agrícola itinerante, seja por conversão da terra para usos mais intensivos (pré-UC), seja transformando-a em unidade de conservação de proteção integral e proibindo tal atividade. Com isto, observamos uma queda gradual da agricultura itinerante ao longo do período estudado, possivelmente influenciada pelo contexto econômico e institucional do Vale do Ribeira de uma forma geral (ADAMS et al., 2013). Seja no período pré-UC ou no pós-UC, a área de roça reduziu na mesma proporção, independente das taxas de desmatamento ou reflorestamento. Além do mais, as diferentes simulações realizadas também apontaram para esta ausência de relação.

Outro ponto interessante a ser ressaltado em nosso estudo de caso é que a área destinada às roças no sobrevôo de 1962 correspondia a uma parcela ínfima do território (0,43%), mesmo numa época em que a densidade demográfica era maior que a atual na Juréia, e as famílias dependiam mais da agricultura itinerante para a sua subsistência. O ano de 1962 também é o ano que apresenta maior área de roças e ao mesmo tempo maior cobertura florestal dentre todo o período estudado. Paralelamente a isto, as matrizes de transição mostraram que, em todos os períodos, mais de 85% da área de roça era convertida em floresta de uma data para a outra, sugerindo que a proibição da agricultura itinerante como premissa para a preservação ambiental vem sendo superestimada, e não compensaria os conflitos causados pela implantação da EEJI (mantidas as características tradicionais do sistema).

É fato que a unidade de conservação trouxe mudanças favoráveis nas dinâmicas locais no sentido de garantir a preservação da floresta, conforme pode ser observado pelo gradual aumento da área florestada (4,24% entre 1980 e 2010), e pela redução na vegetação rala (43,24% no mesmo período). Contudo, defendemos que deve haver participação comunitária em todas as etapas do processo de criação e gestão de uma UC, para que seja possível conciliar a preservação ambiental com o desenvolvimento sócioeconômico e a manutenção de práticas tradicionais, preservando também o acervo cultural e de agrobiodiversidade que caracterizam tais áreas habitadas. Van Vliet et al. (2012) defendem que há uma ignorância geral persistente entre muitos governantes e gestores quanto aos aspectos benéficos das roças

para a preservação da biodiversidade. Embora ainda não se conheça a área exata ocupada pela agricultura itinerante no mundo, ou sua contribuição para o modo de vida das comunidades e seus impactos ecológicos, os estudos realizados com as comunidades quilombolas do Vale do Ribeira apontam para os impactos negativos para a complexidade estrutural da floresta, decorrentes do abandono desta atividade (ADAMS et al., 2013).

Por fim, é importante colocar que não estamos defendendo a prática da agricultura itinerante como uma solução para os problemas do MUCJI, ou que a proibição desta seja a causa de todos os conflitos observados no mosaico. Esta discussão, e os resultados levantados quanto às mudanças nos usos da terra ao longo dos anos, assim como as informações obtidas a partir das matrizes de transição, pretendem servir apenas como parâmetros para o debate ambiental “roças *versus* preservação da floresta”, trazendo subsídios para novas pesquisas na área e contribuindo para o debate entre os órgãos gestores do MUCJI e os moradores locais, que ainda lutam pela garantia do direito à roça.

6.3 Conclusão

No estudo aqui proposto, a paisagem é vista como um reflexo projetado do contexto social, político e ecológico no qual se insere, que carrega consigo a história e a dinâmica temporal das comunidades, tanto humanas quanto bióticas. Portanto, os padrões espaciais de evolução desta paisagem refletem intervenções políticas, tais como a que ocorreu sobre o local de estudo.

O objetivo principal do trabalho foi cumprido: construímos um modelo matemático capaz de realizar simulações com diferentes cenários e analisar a principal política de conservação da natureza implantada sobre a área de estudo, a região do Itinguçú, na Juréia-Itatins. Após extrair as tendências de transição encontradas em diferentes períodos históricos, simulamos cenários futuros com e sem a implantação da unidade de conservação. Consideramos que os modelos construídos, principalmente o modelo de Markov, assim como as matrizes de transição, foram ferramentas satisfatórias na análise das dinâmicas de uso e cobertura da terra sob diferentes contextos políticos.

Concluimos que a implantação da unidade foi importante para barrar as pressões sobre os usos da terra que estavam ocorrendo na época de sua criação, mas que o molde no qual foi implantada, expulsando moradores tradicionais e impedindo a prática da agricultura itinerante, talvez não tenha sido o mais adequado sócio e ambientalmente. Isto porque as análises mostraram que não houve uma relação direta entre a prática de roça e a conversão da

floresta para outros usos mais intensivos e, portanto, proibir tal prática talvez tenha trazido mais impactos sociais – já que as famílias expulsas tiveram que buscar outras formas de sustento e tiveram seus direitos violados –, do que qualquer outro ganho em preservação ambiental. Conforme discutido, defendemos a existência da unidade de conservação, mas acreditamos que sua concepção e gestão deveriam se dar de forma participativa com a população local, buscando a preservação da cobertura florestal e os demais ecossistemas, sem deixar de considerar a dinâmica local do presente e do passado, do social e do natural.

Os objetivos específicos também foram alcançados. Construímos estatísticas de uso e cobertura da terra ao longo dos anos na área de estudo, assim como capturamos e comparamos (com as matrizes de transição) as tendências de mudanças de uso e cobertura nos diferentes períodos (Pré-UC e Pós-UC). Da comparação dos modelos, observamos que os modelos AC-Markov I e AC-Markov II tiveram um desempenho melhor na avaliação da *alocação das células* no mapa. Contudo, na *análise de tendências*, as simulações executadas com o modelo de Markov preservaram e reproduziram melhor as tendências de transição observadas na área de estudo. Acreditamos que a matriz de transição mostrou-se uma excelente ferramenta para a modelagem e análise de dinâmicas locais e deve, portanto, ser preservada no processo de modelagem. O modelo de Markov é o que menos interfere nas probabilidades da matriz de transição ao gerar um novo mapa, enquanto que os demais, por considerarem a vizinhança, adicionam um custo na reprodução da matriz. Assim, concluímos que para modelos dinâmicos de paisagem, um incremento com AC deve ser realizado somente quando a questão locacional for de relevante importância; nos demais casos, o modelo de Markov apenas pode ser suficiente para analisar tendências (a curto prazo) de cenários futuros, dada a manutenção das condições iniciais.

Tentamos demonstrar, passo-a-passo, a construção dos modelos, incluindo a apresentação do código de programação nos anexos, para que esta metodologia possa ser apropriada e refinada por outros pesquisadores e interessados no tema, diminuindo a dependência de pacotes prontos em softwares que dificultam a compreensão exata das etapas de modelagem e são, muitas vezes, inacessíveis ao usuário devido ao seu alto custo.

As transições de áreas ocorridas no PEI constituem um desafio em termos de modelagem. A dificuldade para apreender as diferentes formas de modo preciso deve-se ao fato de que as mesmas se encontram vinculadas a diversos fatores, tanto naturais quanto humanos. A interferência das chuvas, das cheias nas várzeas dos rios, da escolha dos moradores por áreas de roças ou a conversão em práticas intensivas são, por vezes, imprevisíveis e instáveis,

tornando a dinâmica desses sistemas sócio-ecológicos difícil de ser apreendida em um modelo.

Além do mais, acreditamos que nem todos os estados de uso ou cobertura da terra são igualmente influenciados pela vizinhança. Por exemplo, um corpo d'água não necessariamente irá se transformar em vegetação somente por estar cercado de vegetação; esta transição dependerá mais do regime pluviométrico da região, do que da vizinhança da célula. O mesmo ocorre com a classe roça. Conforme discutido, por se tratar de um tipo de agricultura itinerante, em que após poucos anos de cultivo a área é abandonada para a abertura de nova roça em outro local, a presença destas células não necessariamente fará com que sua vizinhança se torne roça também. Ou seja, é necessário entender o sistema com o qual se está trabalhando, e as regras de transição do autômato celular devem ser definidas empiricamente para que de fato representem a dinâmica local. Esta baixa susceptibilidade a uma modelagem robusta de tendências exige que novas formas de análises sejam desenvolvidas.

Sendo assim, gostaríamos de propor que em trabalhos futuros seja adotada uma nova forma de implementação: um modelo que, antes de impor uma regra de influência da vizinhança para todas as células do sistema, analise de modo particular e empírico a ocorrência das transições. Ou seja, a construção de um modelo que consiga extrair qual era a configuração da vizinhança mais frequente nos momentos de transição de um estado para o outro. Com este resultado, o modelo de AC não seria determinístico no sentido de primeiramente impor um limite no número de vizinhos no mesmo estado do qual a célula pretende transicionar, para então determinar se a transição poderá ou não ocorrer. Neste novo modelo, não suportamos, portanto, que a vizinhança no estado j influenciaria a célula i a mudar para j , mas sim que uma configuração de vizinhança, definida empiricamente, influenciaria a transição de estado.

Acreditamos que este tipo de modelo não foi implementado em outros programas de simulação, e que ele pode trazer resultados interessantes no sentido de entender a correlação espacial nas mudanças de uso e cobertura da terra. Além do mais, este modelo seria mais uma alternativa de simulação em situações onde não se tem informação sobre variáveis externas que possam ser incluídas no modelo.

Outra possibilidade de trabalhos futuros seria realizar uma Modelagem Baseada em Agentes (MBA), que poderia levar em conta, por exemplo, fatores de decisões individuais como a escolha dos agentes por áreas de roças ou pela conversão em práticas intensivas. Também seria possível incluir na modelagem o cálculo dos pesos de evidência, considerando a distância dos corpos d'água presentes no PEI e a distância até as áreas de fronteiras (duas diferentes unidades de conservação e uma vila de moradores). A inclusão dos dados

demográficos neste cálculo também pode ser analisada, mas deve-se tomar cuidado com as lacunas temporais entre os levantamentos demográficos e os aéreos.

Por fim, esperamos que os modelos aqui construídos auxiliem no estudo das tendências e causas de mudanças nos usos da terra, e possam ser úteis no desenvolvimento de novos modelos dentro da área de estudos da paisagem, servindo também como um instrumento de planejamento e avaliação de políticas públicas.

REFERÊNCIAS¹⁶

- ACHARD, Frédéric et al. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. **Science**, v. 297, n. 5583, p. 999-1002, 2002.
- ADAMS, Cristina. As roças e o manejo da Mata Atlântica pelos caiçaras: uma revisão. **Interciencia**, v. 25, n. 3, p. 143-150, 2000a.
- ADAMS, Cristina. **Caiçaras na Mata Atlântica: pesquisa científica versus planejamento e gestão ambiental**. Annablume, 2000b.
- ADAMS, Cristina. **Pitfalls of synchronicity: a case study of the Caicaras in the Atlantic rainforest of south-eastern Brazil**. 2003.
- ADAMS, Cristina et al. Diversifying incomes and losing landscape complexity in Quilombola shifting cultivation communities of the Atlantic rainforest (Brazil). **Human Ecology**, v. 41, n. 1, p. 119-137, 2013.
- ALMEIDA, Cláudia Maria et al. Simulating urban land use change through CA-based modelling and logistic regression. **Anais XI SBRS: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Belo Horizonte, Brasil, p. 1687-1994, 2003.
- ALMEIDA, Cláudia Maria; MONTEIRO, Antonio Miguel Vieira; CÂMARA, Gilberto. Modelos de simulação e prognósticos de mudanças de uso do solo urbano: instrumento para o subsídio de ações e políticas públicas urbanas. **Anais: Encontros Nacionais da ANPUR**, v. 11, 2013.
- ALMEIDA, Cláudia Maria et al. Modelos Celulares de Dinâmicas Espaço-Temporais: Aplicações em Estudos Urbanísticos. **Geomática: Modelos e Aplicações Ambientais**, v. 1, p. 445-496, 2007.
- AMEND, Stephan; AMEND, Thora; PARA LA NATURALEZA, Unión Mundial (Ed.). Espacios sin habitantes?: parques nacionales de América del Sur. **Nueva Sociedad**, 1992.
- ARAUJO, Agnes Silva de. **Cobertura da terra intraurbana para inferências sobre a qualidade de vida na cidade de Marília/SP**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2015.
- AUTHORITY, Tennessee Valley. **Geospatial Positioning Accuracy Standards Part 3: National Standard for Spatial Data Accuracy**. Tese de Doutorado. National Aeronautics and Space Administration, 1998.
- BAKER, William L. A review of models of landscape change. **Landscape ecology**, v. 2, n. 2, p. 111-133, 1989.
- BAPTISTA, Sandra R.; RUDEL, Thomas K. A re-emerging Atlantic forest? Urbanization, industrialization and the forest transition in Santa Catarina, southern Brazil. **Environmental Conservation**, v. 33, n. 03, p. 195-202, 2006.
- BARTHELEMY, Marc. From paths to blocks: New measures for street patterns. **Environment and Planning B: Planning and Design**, p. 0265813515599982, 2015.
- BERKES, Fikret; FOLKE, Carl; COLDING, Johan. **Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience**. Cambridge University Press, 2000.
- BERTELLE, Cyrille; DUCHAMP, Gérard HE; KADRI-DAHMANI, Hakima (Ed.). **Complex systems and self-organization modelling**. Springer Science & Business Media, 2008.
- BOCCARA, Nino. **Modeling complex systems**. Springer Science & Business Media, 2010.
- BONHAM-CARTER, Graeme F. **Geographic Information Systems for geoscientists-modeling with GIS. Computer methods in the geoscientists**, v. 13, p. 398, 1994.

¹⁶ De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6063 (2002).

BRASIL. Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III, e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Seção 1 de 19 de julho de 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm>. Acesso em: Setembro de 2015.

COELHO, Luiz; BRITO, Jorge Nunes. **Fotogrametria digital**. EDUERJ, 2007.

BRITO, Maria Cecília Wey. **Unidades de conservação: intenções e resultados**. Annablume, 2000.

CALDEYRO, Veronica Sabatino. **Comunidades Tradicionais e sua Implicação na Conservação da Mata Atlântica - Estudo de caso: Estação Ecológica Juréia-Itatins (São Paulo)**. Tese de doutorado. Universidade de Campinas, 2013.

CÂMARA, Jerusha Mattos. **O Parque Itinguçu, Município de Iguape-SP: a problemática da relação Estado e população local**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2009.

CAMPBELL, James B.; WYNNE, Randolph H. **Introduction to remote sensing**. Guilford Press, 2011.

CARVALHO, Maria. Celina. Pereira.; SCHMITT, Alessandra. Laudo Histórico e antropológico. **Relatório Técnico Científico para identificação de famílias tradicionais presentes na Estação Ecológica da Juréia-Itatins**. São Paulo, Secretaria Estadual do Meio Ambiente, 2010.

CLARKE, Keith C.; BRASS, James A.; RIGGAN, Phillip J. A cellular automaton model of wildfire propagation and extinction. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 60, n. 11, p. 1355-1367, 1994.

CLARKE, Keith C.; GAYDOS, Leonard J. Loose-coupling a cellular automaton model and GIS: long-term urban growth prediction for San Francisco and Washington/Baltimore. **International journal of geographical information science**, v. 12, n. 7, p. 699-714, 1998.

CLEMENT, Charles R. Melhoramento de espécies nativas. **Recursos Genéticos & Melhoramento-Plantas. Fundação de Apoio à Pesquisa Agropecuária de Mato Grosso-Fundação MT, Rondonópolis, Mato Grosso, Brasil**, p. 423-441, 2001.

CONGALTON, Russell G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote sensing of environment**, v. 37, n. 1, p. 35-46, 1991.

CONGALTON, Russell G.; GREEN, Kass. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**. CRC press, 2008.

CRAMB, Rob A. et al. Swidden transformations and rural livelihoods in Southeast Asia. **Human Ecology**, v. 37, n. 3, p. 323-346, 2009.

CUEVAS, Gabriela.; MAS, Jean-François. **Land use scenarios: a communication tool with local communities**. In: *Modelling environmental dynamics*. Springer Berlin Heidelberg, p. 223-246, 2008.

CUNHA, Manuela Carneiro da. Cultura com aspas e outros ensaios. In: **Ensaio**. Cosac Naify, 2009.

DEWAN, Ashraf M.; YAMAGUCHI, Yasushi. Using remote sensing and GIS to detect and monitor land use and land cover change in Dhaka Metropolitan of Bangladesh during 1960–2005. **Environmental monitoring and assessment**, v. 150, n. 1-4, p. 237-249, 2009.

DIEGUES, Antonio Carlos. O mito moderno da natureza intocada: populações tradicionais em unidades de conservação. NUPAUB-USP, São Paulo, 1993.

DIEGUES, Antonio Carlos; VIANA, Virgílio Maurício. **Comunidades Tradicionais e Manejo dos Recursos Naturais da Mata Atlântica**. São Paulo: NUPAUB/USP, v. 1, p. 273, 2000.

DIMURO, Graçaliz P. et al. Modelos de Markov e Aplicações. **VI Oficina de Inteligência Artificial, Pelotas: Educat**, p. 37-59, 2002.

DOWNEY, Allen B. **Think complexity: complexity science and computational modeling**. " O'Reilly Media, Inc.", 2012.

DUDLEY, Nigel. **Guidelines for applying protected area management categories**. IUCN, 2008.

DURÁN, G. B. Correção geométrica automática de imagens de satélite: uma contribuição nos estudos urbanos. **Anais VII Congresso Brasileiro de Geógrafos**, Vitória, Brasil, p. 11, 2014.

EL-HALLAQ, Maher A; HABBOUB, Mohammed O. Using Cellular Automata-Markov Analysis and Multi Criteria Evaluation for Predicting the Shape of the Dead Sea. **Advances in Remote Sensing**, v. 4, n. 01, p. 83, 2015.

EMPLASA - Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S/A. **Banco de metadados de informações geográficas**. Brasil, 2016a. Disponível em:
<<http://portal.emplasa.sp.gov.br:8080/geonetwork/srv/pt/main.home>>. Acesso em: Janeiro de 2016a.

EMPLASA - Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S/A. **Sistema de compartilhamento de dados espaciais - Informações sobre os produtos**. Brasil, 2016b. Disponível em:
<<http://www.scd.emplasageo.sp.gov.br/Contents/Documentos/SCD-Informacoes%20sobre%20os%20produtos%20do%20SCM.pdf>>. Acesso em Janeiro de 2016.

ENGELN, Guy; ULJEE, Inge; WHITE, Roger. Vulnerability assessment of low-lying coastal areas and small islands to climate change and sea level rise. **Phase 2: Case Study St. Lucia**, Report & SIMLUCIA User Manual. Maastricht, 1997.

ÉRDI, P. **Complexity explained**. Springer Science & Business Media, 2007.

FAN, Fenglei; WANG, Yunpeng; WANG, Zhishi. Temporal and spatial change detecting (1998–2003) and predicting of land use and land cover in Core corridor of Pearl River Delta (China) by using TM and ETM+ images. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 137, n. 1-3, p. 127-147, 2007.

FERREIRA, Carolina Peixoto. **Percepção ambiental na estação ecológica de Juréia-Itatins**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2005.

FERREIRA, Lúcia da Costa. Mudanças Sociais e Conflitos em Torno de Áreas Protegidas no Vale do Ribeira, SP, Brasil. **Ambiente & sociedade**, v. 7, n. 1, 2004.

FIGUEIREDO, GeizaCoutinho; VIEIRA, CarlosAntonioOliveira. O. Estudo do comportamento dos índices de exatidão global, Kappa e Tau, comumente usados para avaliar a classificação de imagens de sensoriamento remoto. **XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, v. 13, p. 5755-5762, 2007.

FILOTAS, Elise et al. Viewing forests through the lens of complex systems science. **Ecosphere**, v. 5, n. 1, p. 1-23, 2014.

FLAMENCO-SANDOVAL, Alejandro; RAMOS, Miguel Martinez; MASERA, Omar Raúl. Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest. **Biological conservation**, v. 138, n. 1, p. 131-145, 2007.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York, John Wiley & Sons, 619p, 1986.

FRANCISCO, Cristiane Nunes; ALMEIDA, Cláudia Maria. Interpretação de imagens orbitais por meio de sistema especialista para o mapeamento de cobertura da terra em região montanhosa. **Revista Sociedade & Natureza**, v. 24, n. 2, p. 283-302, 2012.

FUNDAÇÃO FLORESTAL – FF. **Estudo Técnico para Recategorização de Unidades de Conservação e Criação do Mosaico de UCs Juréia-Itatins**. São Paulo: FF, p. 187, 2010. (Relatório Técnico).

GARCIA, Ricardo Alexandrino; SOARES-FILHO, Britaldo Silveira; SAWYER, Diana Oya. Socioeconomic dimensions, migration, and deforestation: An integrated model of territorial organization for the Brazilian Amazon. **Ecological Indicators**, v. 7, n. 3, p. 719-730, 2007.

GEIST, Helmut J.; LAMBIN, Eric F. What drives tropical deforestation. Louvain-la-Neuve: LUCI International Project Office, **LUCI Report Series**, n. 4, p. 136, 2001.

GEIST, Helmut J.; LAMBIN, Eric F. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. **BioScience**, v. 52, n. 2, p. 143-150, 2002.

GEORGESCU, Matei et al. Urban adaptation can roll back warming of emerging megapolitan regions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 8, p. 2909-2914, 2014.

GOMEZ-POMPA, Arturo; KAUS, Andrea. Taming the wilderness myth. **BioScience**, v. 42, n. 4, p. 271-279, 1992.

GONG, Peng et al. Urbanisation and health in China. **The Lancet**, v. 379, n. 9818, p. 843-852, 2012.

GWET, Kilem. Kappa statistic is not satisfactory for assessing the extent of agreement between raters. **Statistical methods for inter-rater reliability assessment**, v. 1, n. 6, p. 1-6, 2002.

HAYES, Brian. Computing science: Graph theory in practice: Part I. **American Scientist**, v. 88, n. 1, p. 9-13, 2000.

HE, Chunyang et al. Zoning grassland protection area using remote sensing and cellular automata modeling—a case study in Xilingol steppe grassland in northern China. **Journal of Arid Environments**, v. 63, n. 4, p. 814-826, 2005.

HENDGES, Elvis Rabuske. **Modelos estocásticos da dinâmica da paisagem florestal e simulação de cenários para o estado do Rio Grande do Sul no período de 1988 a 2020**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Santa Maria, 2007.

HOEKSTRA, Alfons G.; KROC, Jiri; SLOOT, Peter MA (Ed.). Simulating complex systems by cellular automata. **Springer**, 2010.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Introdução ao processamento digital de imagens. **Manuais Técnicos em Geociências**, n. 9, p. 92, 2001. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2780>>. Acesso em: Janeiro de 2016.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Grupos**. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao/grupos.html>>. Acesso em: Setembro de 2015.

KOLMAN, Bernard; HILL, David R. Introdução À Álgebra Linear: Com Aplicações. **Rio de Janeiro: LTC**, 2006.

KUHN, Caroline. **Uma análise sistêmica das transformações de uso do solo como suporte à decisão para o planejamento de Unidades de Conservação. Estudo de caso: Parque Nacional do Superagui-PR**, Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005.

LAMB, David; ERSKINE, Peter D.; PARROTTA, John A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v. 310, n. 5754, p. 1628-1632, 2005.

LAMBIN, Eric F.; GEIST, Helmut J.; LEPPERS, Erika. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. **Annual review of environment and resources**, v. 28, n. 1, p. 205-241, 2003.

LEITE, M. S. A. **Proposta de uma modelagem de referência para representar sistemas complexos**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina. 2004.

LI, Xia; YEH, Anthony Gar-On. Modelling sustainable urban development by the integration of constrained cellular automata and GIS. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 14, n. 2, p. 131-152, 2000.

LIU, Jianguo et al. Complexity of coupled human and natural systems. **science**, v. 317, n. 5844, p. 1513-1516, 2007.

LIU, X. H.; KYRIAKIDIS, Phaeton C.; GOODCHILD, Michael F. Population-density estimation using regression and area-to-point residual kriging. **International Journal of geographical information science**, v. 22, n. 4, p. 431-447, 2008.

MATSUSHITA, Bunkei; XU, Ming; FUKUSHIMA, Takehiko. Characterizing the changes in landscape structure in the Lake Kasumigaura Basin, Japan using a high-quality GIS dataset. **Landscape and urban planning**, v. 78, n. 3, p. 241-250, 2006.

MEDEIROS, Rodrigo. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 9, n. 1, p. 41-64, 2006.

MEIRELLES, Margareth Simões Penello; ALMEIDA, Cláudia Maria (Ed.). **Geomática: modelos e aplicações ambientais**. Embrapa Informação Tecnológica, 2007.

MENEZES, Paulo Márcio Leal; COELHO NETO, Ana Luiza. **Escala: estudo de conceitos e aplicações**. Igeo - Dep Geografia - Laboratório de Cartografia (GeoCart). Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1999. Acesso em: Junho de 2015. Disponível em: <http://www.geocart.igeo.ufrj.br/pdf/trabalhos/Escala_Conceitos_Aplic.pdf>.

MERTENS, Benoit et al. Crossing spatial analyses and livestock economics to understand deforestation processes in the Brazilian Amazon: the case of Sao Felix do Xingu in South Para. **Agricultural economics**, v. 27, n. 3, p. 269-294, 2002.

MITCHELL, M. **Complexity: A guided tour**. Oxford University Press, 2009.

MONDAL, Pinki; SOUTHWORTH, Jane. Evaluation of conservation interventions using a cellular automata-Markov model. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 10, p. 1716-1725, 2010.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. 2. ed. São José dos Campos: INPE, 2003.

NADOUSHAN, Mozghan Ahmadi et al. Modeling Land Use/Cover Changes by the Combination of Markov Chain and Cellular Automata Markov (CA-Markov) Models. **Journal of Earth, Environment and Health Sciences**, v. 1, n. 1, p. 16, 2015.

NAREZI, Gabriela; MARQUES, Paulo Eduardo Moruzzi. **Agroecologia como ferramenta de conservação da sociobiodiversidade em Reservas de Desenvolvimento Sustentável no Estado de São Paulo**. VI Encontro Nacional da Anppas. Belém - PA, Brasil. 2012.

NORRIS, J. R. **Markov chains**. Cambridge university press, 1998.

NOURI, Jafar et al. Predicting urban land use changes using a CA-Markov model. **Arabian Journal for Science and Engineering**, v. 39, n. 7, p. 5565-5573, 2014.

NUNES, M. **Do passado ao futuro dos moradores tradicionais da Estação Ecológica Juréia-Itatins/SP**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 2003.

OLIVEIRA-FILHO, Francisco José Barbosa; METZGER, Jean Paul. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 7, p. 1061-1073, 2006.

PANIZZA, Andrea de Castro; FONSECA, Fernanda Padovesi. Técnicas de interpretação visual de imagens. **GEOUSP: Espaço e Tempo (Online)**, n. 30, p. 30-43, 2011.

PEDROSO JÚNIOR, Nelson Novaes; MURRIETA, Rui Sérgio Sereni; ADAMS, Cristina. A agricultura de corte e queima: um sistema em transformação. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Humanas**, v. 3, n. 2, p. 153-174, 2008.

- PETERSON, L. K. et al. Forested land-cover patterns and trends over changing forest management eras in the Siberian Baikal region. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 3, p. 911-922, 2009.
- PONTIUS JUNIOR, Robert Gilmore; CORNELLB, Joseph D.; HALLB, Charles AS. Modeling the spatial pattern of land-use change with GEOMOD2: application and validation for Costa Rica. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 1775, p. 1-13, 2001.
- PONTIUS JUNIOR, Robert Gilmore; MILLONES, Marco. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 15, p. 4407-4429, 2011.
- REIS, Selçuk. Analyzing land use/land cover changes using remote sensing and GIS in Rize, North-East Turkey. **Sensors**, v. 8, n. 10, p. 6188-6202, 2008.
- ROCHA, Ronaldo dos Santos. **Exatidão cartográfica para as cartas digitais urbanas**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina, 2002.
- RUDEL, Thomas K. The human ecology of regrowth in the tropics. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 31, n. 4-5, p. 340-354, 2012.
- SALIM, Aline. **Caracterização do uso da terra em periferias urbanas utilizando geotecnologias: bacia do Reservatório Guarapiranga**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2013.
- SANCHES, Rosely Alvim. **Caiçaras e a estação ecológica de Jureia-Itatins: litoral sul de São Paulo**. Annablume, 2004.
- SANCHES, Rosely Alvim. Caiçaras e o Mosaico de Unidades de Conservação Jureia-Itatins: desafios para a gestão. **Unisanta BioScience**, v. 5, n. 1, p. 1-11, 2016.
- SANTOS, Milton. **Pensando o espaço do homem**. EdUSP, 2004.
- SÃO PAULO. Decreto Estadual nº 24.646, de 20 de janeiro de 1986. Cria a Estação Ecológica de Juréia-Itatins e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, v. 96, n. 014, de 21 de janeiro de 1986. Disponível em: <http://ibama2.ibama.gov.br/cnia2/renima/cnia/lema/lema_texto/HTMANTIGOS/24646-6.HTM>. Acesso em: Julho de 2015.
- SÃO PAULO. Lei nº 12.406, de 12 de dezembro de 2006. Altera a Lei nº 5.659, de 28 de abril de 1987, que criou a Estação Ecológica da Juréia-Itatins, exclui, reclassifica e incorpora áreas que especifica, institui o Mosaico de Unidades de Conservação da Juréia-Itatins, regulamenta ocupações e dá outras providências. São Paulo: Imprensa Oficial. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. Seção I. v. 116, n. 235, de 13 de dezembro de 2006. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2006/lei-12406-12.12.2006.html>>. Acesso em: Julho de 2015.
- SÃO PAULO. Lei nº 14.982, de 08 de abril de 2013. Altera os limites da Estação Ecológica da Jureia-Itatins, na forma que especifica, e dá outras providências. São Paulo: Imprensa Oficial. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**. Seção I. V. 123, n. 065, de 09 de abril de 2013. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2013/lei-14982-08.04.2013.html>>. Acesso em: Julho de 2015.
- SCHERL, Lea M. et al. As áreas protegidas podem contribuir para a redução da pobreza. **Oportunidades e limitações**. Gland, Switzerland, União Mundial para Conservação da Natureza-IUCN, 2006.
- SCHWARTZMAN, S. Forests under siege: lessons from the past, proposals for the future. In: Benjamin, A. A proteção jurídica das florestas tropicais, vol. 1. Anais do **3º Congresso Internacional de Direito Ambiental**, São Paulo, 1999.
- SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. **Cessão de dados**. São Paulo, 2015a. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/cpla/cessao-de-dados/>>. Acesso em: Dezembro de 2015.
- SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. **Sobre a estação**. São Paulo - Brasil, 2015b. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/e-e-jureia-itatins/sobre-a-estacao/>>. Acesso em: Setembro de 2015.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. **Planos de Manejo das Unidades de Conservação do Mosaico da Jureia-Itatins**. São Paulo, 2016. Disponível em: <<http://fflorestal.sp.gov.br/2016/02/05/planos-de-manejo-das-unidades-de-conservacao-do-mosaico-da-jureia-itatins/>>. Acesso em: Junho de 2016.

SKLAR, Fred H.; COSTANZA, Robert. The Development of Dynamic Spatial Models for Landscape Ecology: A Review and Prognosis. **Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity**. New York: Springer-Verlag, v. 82, p. 239-88, 1990.

SILVA, A. de S. E. **Métodos computacionais de solução de cadeias de Markov: aplicações a sistemas de computação e comunicação**. Porto Alegre: UFRGS Inst. Informática. 195 p., 1992.

SOARES FILHO, Britaldo Silveira. Análise de Paisagem: Fragmentação e mudanças. **Departamento de Cartografia, Centro de Sensoriamento Remoto-Instituto de Geociências/UFGM**. Belo Horizonte-MG, 1998.

SOARES-FILHO, Britaldo Silveira et al. **Modelling conservation in the Amazon basin**. Nature, v. 440, n. 7083, p. 520-523, 2006.

SOARES-FILHO, Britaldo Silveira; CERQUEIRA, Gustavo Coutinho; PENNACHIN, C. L. Dinamica: a new model to simulate and study landscape dynamics. **Ecological Modelling**, 2002a.

SOARES-FILHO, Britaldo Silveira; CERQUEIRA, Gustavo Coutinho; PENNACHIN, Cássio Lopes. DINAMICA—a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. **Ecological modelling**, v. 154, n. 3, p. 217-235, 2002b.

SOARES-FILHO, Britaldo Silveira et al. Simulating the Response of Land-Cover Changes to Road Paving and Governance Along a Major Amazon Highway: The Santarém-Cuiabá Corridor. **Global Change Biology**, v. 10, n. 7, p. 745-764, 2004.

SOARES-FILHO, Britaldo S.; ASSUNÇÃO, Renato M.; PANTUZZO, Alexandre E. Modeling the Spatial Transition Probabilities of Landscape Dynamics in an Amazonian Colonization Frontier. **BioScience**, v. 51, n. 12, p. 1059-1067, 2001.

SOEPBOER, Welmoed. CLUE-S- An application for Sibuyan Island, The Philippines. **Laboratory of Soil Science and Geology - Environmental Sciences**. The Netherlands: Wageningen University, 2001.

TERRA, Talita Nogueira; SANTOS, Rosely Ferreira dos. Juréia: Um bom (ou mau?) exemplo da influência de políticas sobre a conservação da natureza e a qualidade de vida. **Revista de Estudos Universitários**, v. 37, n. 1, p. 37-49, 2011.

TIM, Udoyara S.; JOLLY, Robert. Evaluating agricultural nonpoint-source pollution using integrated geographic information systems and hydrologic/water quality model. **Journal of environmental quality**, v. 23, n. 1, p. 25-35, 1994.

USDA - United States Department of Agriculture. **Sustainable Agriculture: Definitions and Terms**. EUA, 2016. Disponível em: <<http://afsic.nal.usda.gov/sustainable-agriculture-definitions-and-terms-1>>. Acesso em: Abril, 2016.

VAN VLIET, Nathalie et al. Trends, drivers and impacts of changes in swidden cultivation in tropical forest-agriculture frontiers: a global assessment. **Global Environmental Change**, v. 22, n. 2, p. 418-429, 2012.

VIANNA, Lucila Pinsard. **De invisíveis a protagonistas: populações tradicionais e unidades de conservação**. Annablume Editora, 2008.

WALKER, Robert. The scale of forest transition: Amazonia and the Atlantic forests of Brazil. **Applied Geography**, v. 32, n. 1, p. 12-20, 2012.

WALSH, Stephen J. et al. Complexity theory, spatial simulation models, and land use dynamics in the Northern Ecuadorian Amazon. **Geoforum**, v. 39, n. 2, p. 867-878, 2008.

WENG, Qihao. Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modelling. **Journal of environmental management**, v. 64, n. 3, p. 273-284, 2002.

WEST, Paige; IGOE, James; BROCKINGTON, Dan. Parks and peoples: the social impact of protected areas. **Annu. Rev. Anthropol.**, v. 35, p. 251-277, 2006.

WHITE, Robert; ENGELEN, George. Cellular automata as the basis of integrated dynamic regional modelling. **Environment and planning B: Planning and design**, v. 24, n. 2, p. 235-246, 1997.

WHITE, Roger; ENGELEN, Guy; ULJEE, Inge. The use of constrained cellular automata for high-resolution modelling of urban land-use dynamics. **Environment and Planning B: Planning and Design**, v. 24, n. 3, p. 323-343, 1997.

WU, Qiong et al. Monitoring and predicting land use change in Beijing using remote sensing and GIS. **Landscape and urban planning**, v. 78, n. 4, p. 322-333, 2006.

ZIEGLER, Alan D. et al. Recognizing contemporary roles of swidden agriculture in transforming landscapes of Southeast Asia. **Conservation Biology**, v. 25, n. 4, p. 846-848, 2011.

ZONNEVELD, Ie S. Land evaluation and land(scape)science. **ITC Textbook of photointerpretation**, v.7. Enschede, ITC 106, 1972.

ZONNEVELD, Ie.S. **Land Evaluation and Landscape Science**. Enschede, The Netherlands, International Institute for Aerial Survey and earth Sciences., 1979.

ANEXOS

Anexo I – Classificação das unidades de conservação conforme o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC, 2000)

Fonte: adaptado de Brasil, 2000

Anexo II – Código comentado para a simulação com Markov e análise de desempenho

```

## Importando bibliotecas que serão usadas no programa:

import numpy
import random
import matplotlib.pyplot as plt
import csv
from numpy import loadtxt

## Definindo variáveis:

f=open('simulacao.csv','w') #abrir arquivo .csv sobre o qual deve-se escrever os
                             resultados da simulação
f1=open('kappas.csv','w') #abrir arquivo .csv sobre o qual deve-se escrever os resultados
                             do índice kappa

T = loadtxt("dados1.txt", comments="#", delimiter=" ", dtype='i8', unpack=False) # ler
arquivo de texto que contem as classes de cada pixel do mapa real em t e em t+1, ordenados
pela localização geográfica.

nl=len(T) #número de linhas existentes no arquivo T (neste programa, T não possui
          células da classe nula; todas as células de T estão dentro dos limites da área
          de estudo

a=100 #número total de vezes que quero repetir o modelo
out=numpy.zeros((nl, a)) #definindo minha matriz out: terá numero de colunas igual a
                           'nl' e numero de linhas igual a 'a'. Out é a matriz que guardará o
                           resultado final da simulação nas 100 execuções do modelo

M = [[0.740664, 0.7981888, 0.7990512, 0.7999136, 1],[0.0012753, 0.4440523, 0.4464544,
0.4465287, 1],[0, 0.1006289, 0.1132079, 0.1132079, 1],[0.0007614, 0.0076142, 0.0076142,
0.9997462, 1],[0.0003037, 0.0220835, 0.0221883, 0.0221959, 1]] # função acumulada da
matriz de transição para cada estado da paisagem

## Simulação com Markov:

for l in range(a): #para todas as posições dentro de a
    cont=0 #começando a partir do zero
    for k in range(nl): #para todas as posições dentro de nl
        R=random.random() #gerar numero aleatório de 0 a 1
        aux=0 #variável aux começa por zero
        while aux<5: #enquanto aux for menor que 5, faça
            if R<=M[T[k][0]-1][aux]: # linha da matriz M será equivalente ao
                                     valor da classe da célula na linha k e
                                     coluna 0 (coluna 0 = coluna em t) do
                                     arquivo T, subtraído de 1; a coluna
                                     aux da matriz M começa da posição
                                     0. Se R for menor ou igual a este
                                     valor, faça

```

```

        out[k][l]=aux+1 #preencher minha matriz out com o valor
                        da posição aux acrescido de 1. Preencher
                        na linha 'k' e coluna 'l'
        break #interrompe a execução do laço quando a condição é
            satisfeita
    else: # se R for maior, faça
        aux=aux+1 #vá para o elemento da próxima coluna de M

## Construindo o histograma:

n=numpy.zeros((a,1)) # definindo matriz n, que terá número de linhas igual a 'a' e
                        número de colunas igual a 1. Matriz n irá conter a quantidade de
                        células transicionadas e alocadas corretamente em cada execução
                        do modelo
for j in range(a): #para todas as posições de a
    for i in range(nl): #para todas as posições de nl
        if T[i][1]==out[i][j]: # se o elemento i da coluna 1 do mapa real (coluna 1
                                contém as classes de cada pixel do mapa em t+1)
                                for igual ao correspondente elemento no mapa
                                simulado (out[i][j]), faça
            n[j]+=1 #some 1 na matriz n
p=n/nl #dividindo cada elemento da matriz n por nl, obtendo assim a fração de
        concordância de cada execução do modelo
plt.figure(1) #criando um gráfico
plt.hist(p,10) #construa um histograma de p, em dez partes
plt.xlabel("% acerto") #definindo nome do eixo x
plt.ylabel("Frequencia") #definindo nome do eixo y
plt.show() #mostre o histograma

##cálculo do índice kappa:

kappa=numpy.zeros((a,1)) #definindo dimensão da matriz que conterà os resultados do
                            kappa

pe=numpy.zeros((a,1)) #definindo dimensão da matriz
A=numpy.zeros((5,1)) #definindo dimensão da matriz
B=numpy.zeros((5,1)) #definindo dimensão da matriz
diag=numpy.zeros((a,1)) #definindo dimensão da matriz

for j in range(a): #calcular para cada uma das simulações
    q=numpy.zeros((5,5)) #definindo tamanho da matriz de confusão
    for i in range(nl): #para cada posicao dentro de nl
        q[T[i][1]-1][out[i][j]-1]+=1 #alimentando a matriz de confusão. Linhas:
                                    mapa real; colunas: mapa simulado.
                                    Incrementar com mais 1 na célula da matriz
                                    que corresponde a este cruzamento (por
                                    exemplo, se no mapa simulado determinada
                                    célula tem estado 5 e no mapa real tem
                                    estado 2, o programa irá incrementar 1 na

```

```

                                célula da matriz 'q' localizada na linha 2 e
                                coluna 5)
print q #mostre a matriz de confusão
A=q.sum(axis=0)/nl #soma das colunas da matriz q dividido por nl
B=q.sum(axis=1)/nl #soma das linhas da matriz q dividido por nl
for k in range(5): #para cada elemento da matriz de confusão
    pe[j]+=A[k]*B[k] # cálculo dos produtos entre linhas e colunas
    diag[j]+=q[k][k] #cálculo da soma da diagonal da matriz

diag[j]=diag[j]/nl #dividindo diagonal da matriz por nl
kappa[j]=(diag[j]-pe[j])/(1-pe[j]) #calculando o índice kappa

kappa_av=sum(kappa)/a #extraíndo a média dos 100 valores de kappa gerados
print kappa_av #mostre o valor da média de kappa

## Salvando os resultados e finalizando no programa:

numpy.savetxt('simulacao.csv',out, fmt='%d') #salvar resultado em simulacao.csv,
                                mostrando apenas valores de out, com
                                numero no formato inteiro
numpy.savetxt('kappas.csv',kappa_av, fmt='%f') #salvar resultado em kappas.csv,
                                mostrando apenas valor de kappa_av,
                                com numero no formato float

f.close() #fechar arquivo aberto no inicio
f1.close() #fechar arquivo aberto no inicio

```

Anexo III – Código comentado para a simulação com Markov-AC I e análise de desempenho

```

##Importando bibliotecas que serão usadas no programa:
import numpy
import random
import matplotlib.pyplot as plt
from numpy import loadtxt
from matplotlib import colors

## Definindo variáveis:

ff=open('simulacao00_10_f8_1.txt','w') #abrir arquivo de texto sobre o qual deve-se
                                     escrever os resultados da simulação

T = loadtxt("2000_2010_Part1_Part2.txt", comments="#", delimiter="\t", dtype='i8',
unpack=False) # ler arquivo que contem as classes de cada pixel do mapa real no tempo
               t e no tempo t+1, ordenados pela localização geográfica. A primeira
               coluna de T corresponde ao mapa real no tempo t, e a segunda o mapa
               real no tempo t+1 (só haverá segunda coluna caso exista um mapa real
               em t+1 para ser comparado com o que será simulado)

nl=len(T) #número de linhas existentes no arquivo T

k1=1899296 #número de linhas da matriz, equivalente a quantos elementos existem no
           mapa excluída as bordas
k2=5 #número de colunas da matriz, equivalente ao número de estados possíveis no
     modelo
k3=8 #número de colunas da matriz, equivale ao tipo de vizinhança (no caso,
     vizinhança de Moore)
k4=1023103

vout=numpy.zeros((k1)) #definindo um vetor com extensão de k1 (vout se refere aos
                       estados em t)
i=856 #número de linhas da minha matriz original (incluindo nulos)
j=2226 #número de colunas da minha matriz original (incluindo nulos)
out=numpy.zeros((nl)) #definindo minha matriz out com dimensão de nl x 1. Out
                       corresponde ao mapa simulado, ou seja, mapa em t+1
M1=numpy.zeros((i,j)) #matriz M1 equivale a out, porém com dimensão i x j
vz=numpy.zeros((k1,k3)) #definindo matriz com tamanho k1 x k3. Matriz vz armazena
                       os vizinhos de cada um dos elementos de vout (cada linha de vz
                       corresponde aos vizinhos norte, sul, leste, oeste, nordeste, sudeste,
                       sudoeste e noroeste, respectivamente, de cada elemento de vout)

M=[[0.8605918, 0.8974387, 0.8982038, 0.8986673, 1],[0.0008033, 0.6625976, 0.6656826,
0.6657265, 1],[0, 0.1171218, 0.2272202, 0.2272202, 1],[0.0004084, 0.0045383, 0.0045383,
1, 1],[0.0001587, 0.0133639, 0.0134222, 0.0134257, 1]] #matriz de função acumulada da
matriz de transição (matriz de Markov) para cada estado da paisagem

```

Executando modelo de Markov:

```
for k in range(nl): #para todas as posições dentro de nl
    if T[k][0]==6: se o elemento de T for igual a 6, faça:
        out[k]=6
    else: se o elemento de T for diferente de 6, faça:
        R=random.random() #gerar numero aleatório entre 0 e 1
        aux=0 #variável aux começa por zero
        while aux<5: #enquanto aux for menor que 5, faça
            if R<=M[T[k][0]-1][aux]: # linha da matriz M será equivalente ao
                                    valor do estado de cada elemento de
                                    T. Se R for menor ou igual ao valor
                                    correspondente de M, faça
                out[k]=aux+1 #preencher minha matriz out com o valor da
                            posição aux acrescido de 1
                break #interrompe a execução do laço quando a condição é
                    satisfeita
            else: # se R for maior que este valor, faça
                aux=aux+1 #vá para o elemento da próxima coluna de M
```

####Transformando meu vetor out em uma matriz:

```
for m in range(i): #para todos os elementos dentro de i
    cont=0 #comece por zero
    for n in range(j): #para todos os elementos dentro de j
        cont=0 #comece por zero
        k=(m*j)+n #definindo localização dos elementos em função da matriz
        M1[m][n]= out[k] #atribuindo os elementos de out dentro da matriz M1
```

Excluindo as bordas nulas e identificando vizinhança:

```
cont=0 #começando por 0
for m in range(1,i-1): # excluindo as bordas nulas de M1
    for n in range(1,j-1): # excluindo as bordas nulas de M1
        vout[cont]=M1[m][n] #vout[cont] equivale a matriz M1 excluída as
                            bordas
        vz[cont][0]=M1[m-1][n] #vizinho norte
        vz[cont][1]=M1[m+1][n] #vizinho sul
        vz[cont][2]=M1[m][n+1] #vizinho leste
        vz[cont][3]=M1[m][n-1] #vizinho oeste
        vz[cont][4]=M1[m-1][n+1] #vizinho NE
        vz[cont][5]=M1[m+1][n+1] #vizinho SE
        vz[cont][6]=M1[m+1][n-1] #vizinho SO
        vz[cont][7]=M1[m-1][n-1] #vizinho NO

        cont=cont+1 #va para o proximo elemento
```

##Autômato celular:


```

m=-1 #começando da posição -1
for m1 in range(1,i-1): # excluindo as bordas nulas
    for n1 in range(1,j-1): # excluindo as bordas nulas
        k=(m1*j)+n1 #definindo localização dos elementos em função da matriz
        m=m+1
        if out[k] != 6: #se valor de out for diferente de 6
            freq_max=0 #comece contando por zero
            ind=out[k] #valor de ind será equivalente ao valor de out[k]
            for jj in range(1,6): #para todo j entre 1 e 6 (intervalo fechado a
                esquerda)
                    cont1=(vz[m][:]==jj).sum() #conte quantos vizinhos iguais
                                                    a jj existem em cada linha da
                                                    matriz vz
            if freq_max<cont1: #se a frequência for maior que
                freq_max
                ind=jj #atribui-se a ind o valor do estado de maior
                    frequência na vizinhança
                freq_max=cont1 #freq_max assume valor de cont1
            f=(vz[m][:]==out[k]).sum() #conte quantos vizinhos iguais a
                out[k] existem em cada linha da
                matriz vz
            if out[k]==1 or out[k]==4 : #se o valor de out[k] for igual a 1 ou 4
                if f==0: #e se f (frequência da vizinhança com estado igual
                    ao out[k] em questão) for equivalente a zero
                    out[k]=ind #out[k] assume valor de ind
            else : #se não (se valor de out[k] for diferente de 1 ou 4)
                if f<=5 : #e se f for menor que 5 (f é o parâmetro n,
                    descrito na metodologia, o qual variou diversas
                    vezes a fim de encontrar melhor eficiência do
                    modelo)
                    out[k]=ind # out[k] assume valor de ind

#### calculando porcentagem de acerto
a=1
nn=numpy.zeros((a,1)) # definindo matriz n, que terá número de linhas igual a 'a' e
                        número de colunas igual a 1
for aa in range (a): #para todas as posições de a
    for k in range(nl): #para todas as posições de nl
        if T[k][1]!=6: #se o elemento da segunda coluna de T (elementos em t+1)
            for diferente de 6
            if T[k][1]==out[k]: # e se o elemento k da coluna do mapa real
                (segunda coluna de T) for igual ao
                correspondente elemento no mapa simulado
                (out), faça
                nn[aa]+=1 #some 1 na matriz nn
p=float(nn/k4) #dividindo cada elemento da matriz nn pelo total de elementos não nulos
print p # mostre p

#####Cálculo do índice kappa:

```

```

kappa=numpy.zeros((a,1)) #definindo dimensão da matriz que conterà o resultado do
                             kappa

pe=numpy.zeros((a,1)) #definindo dimensão da matriz
A=numpy.zeros((5,1)) #definindo dimensão da matriz
B=numpy.zeros((5,1)) #definindo dimensão da matriz
diag=numpy.zeros((a,1)) #definindo dimensão da matriz

for aa in range(a): #calcular para cada uma das simulações (sendo 'a' um parâmetro
                    variável)
    q=numpy.zeros((5,5)) #definindo dimensão da matriz de confusão
    for k in range(nl): #para todas as posições de nl
        if T[k][1]!=6: # se o elemento da segunda coluna de T for diferente de 6
            q[T[k][1]-1][out[k]-1]+=1 #alimentando a matriz de confusão.
            Linhas:mapa real; colunas: mapa
            simulado. Incrementar com mais 1 na
            célula da matriz que corresponde a
            este cruzamento (por exemplo, se no
            mapa simulado determinada célula
            tem estado 5 e no mapa real tem
            estado 2, o programa irá incrementar
            1 na célula da matriz 'q' localizada na
            linha 2 e coluna 5)

    print q #mostre a matriz de confusão
    A=q.sum(axis=0)/k4 #soma das colunas da matriz q dividido por k4
    B=q.sum(axis=1)/k4 #soma das linhas da matriz q dividido por k4

    for kk in range(0,5): #para cada elemento da matriz de confusão
        pe[aa]+=A[kk]*B[kk] #cálculo dos produtos entre linhas e colunas
        diag[aa]+=q[kk][kk] #cálculo da soma da diagonal da matriz
    diag[aa]=float(diag[aa]/k4) #dividindo diagonal da matriz por k4
    kappa[aa]=float((diag[aa]-pe[aa])/(1-pe[aa])) #calculando o índice kappa

kappa_av=sum(kappa)/float(a) #extraíndo a média dos valores de kappa gerados (caso o
                             parâmetro 'a' seja maior que um)
print kappa_av #mostre o valor do kappa médio

####transformando vetor out novamente em matriz para gerar mapa:

for m in range(i): #para todas as posições de linha da matriz M1
    cont=0 #começando a partir de zero
    for n in range(j): #para todas as posições de coluna da matriz M1
        cont=0 #começando a partir de zero
        k=(m*j)+n #definindo localização dos elementos em função da matriz
        M1[m][n]= out[k]

#### Gerando mapa:

```

```

cmap = colors.ListedColormap(['blue', 'brown', 'red', 'yellow', 'green', 'black']) #definindo
                                                    cores para o mapa
bounds=[0,1.5,2.5,3.5,4.5,5.5,6.5] #definindo limites de valores que a escala de cores
                                                    deve assumir
norm = colors.BoundaryNorm(bounds, cmap.N) #estabelecendo repartição das cores
img = plt.imshow(M1, interpolation='nearest', cmap=cmap, norm=norm) #gere o mapa
                                                    da matriz M1. Matriz M1 é o
                                                    resultado da simulação, ou seja, é o
                                                    mapa em t+1.

plt.show() # mostre o mapa

## Salvando os resultados e finalizando no programa:

numpy.savetxt('simulacao00_10_f8_1.txt',out, fmt='%d') #salvar resultado em arquivo
                                                    de texto, mostrando apenas
                                                    valores de out, com numero no
                                                    formato inteiro

ff.close() #fechar arquivo aberto no inicio

```

Anexo IV – Código comentado para a simulação com AC-Markov II e análise de desempenho

```

##Importando bibliotecas que serão usadas no programa:

import numpy
import random
from numpy import loadtxt

## Definindo variáveis:

ff=open('out00_2010_5.txt','w') #abrir arquivo de texto sobre o qual deve-se escrever os
                                resultados da simulação

T = loadtxt("2000_2010_Part1_Part2.txt", comments="#", delimiter="\t", dtype='i8',
unpack=False) # ler arquivo que contem as classes de cada pixel do mapa real no tempo
                t e no tempo t+1, ordenados pela localização geográfica. A primeira
                coluna de T corresponde ao mapa real no tempo t, e a segunda o mapa
                real no tempo t+1 (só haverá segunda coluna caso exista um mapa real
                em t+1 para ser comparado com o que será simulado)

nl=len(T) #número de linhas existentes no arquivo T

k1=1899296 #número de linhas da matriz, equivalente a quantos elementos existem no
            mapa excluída as bordas
k2=6 #número de colunas da matriz, equivalente ao número de estados possíveis no
      modelo (o 6º estado é o estado nulo, corresponde às células que estão fora dos
      limites da área de estudo)
k3=8 #número de colunas da matriz, equivale ao tipo de vizinhança (no caso,
      vizinhança de Moore)
k4=1023103 #numero de elementos não nulos (elementos nulos são os pixels da
            imagem que estão fora dos limites da área de estudo. Para estes elementos
            atribuiu-se a chave de valor 6)

vout=numpy.zeros((k1)) #definindo um vetor com extensão de k1 (vout se refere aos
                        estados em t)

i=856 #número de linhas da minha matriz original (incluindo nulos)
j=2226 #número de colunas da minha matriz original (incluindo nulos)

TM=numpy.zeros((i,j)) #definindo matriz com tamanho i x j (matriz TM equivale a
                       matriz dos estados em t)
vz=numpy.zeros((k1,k3)) #definindo matriz com tamanho k1xk3. Matriz vz armazena
                          os vizinhos de cada um dos elementos de vout (cada linha de vz
                          corresponde aos vizinhos norte, sul, leste, oeste, nordeste, sudeste,
                          sudoeste e noroeste, respectivamente, de cada elemento de vout)

out=numpy.zeros((nl)) #definindo minha matriz out com dimensão de nl. Out
                       corresponde ao mapa simulado

```

```

x=numpy.zeros((k1)) #definindo minha matriz x com dimensão de k1
eta=numpy.zeros((k1,1)) #vetor contendo o número de células não nulas em cada linha
                        da matriz de vizinhança (vz)
fv=numpy.zeros((k1,k2)) #matriz contendo a fração de vizinhos de cada estado, para
                        cada elemento

M = [[0.8605918, 0.8974387, 0.8982038, 0.8986673, 1, 1],[0.0008033, 0.6625976,
0.6656826, 0.6657265, 1, 1],[0, 0.1171218, 0.2272202, 0.2272202, 1, 1],[0.0004084,
0.0045383, 0.0045383, 1, 1, 1],[0.0001587, 0.0133639, 0.0134222, 0.0134257, 1, 1],[0, 0, 0,
0, 0, 1]] # matriz de função acumulada da matriz de transição (matriz de Markov)
                para cada estado da paisagem

PM=numpy.zeros((k2, k2)) #matriz não acumulada de M, com dimensão de k2 x k2
AC=numpy.zeros((k1,k2)) #matriz de probabilidades de transição que considera
                        simultaneamente as matrizes PM e fv

####calcular a matriz de probabilidade de markov PM (matriz não acumulada de M):

for ki in range(0,6): #para todas as 6 linhas de M
    PM[ki][0]=M[ki][0] #primeira coluna de PM será igual a primeira coluna de M
    for kj in range(1,6): #para as demais colunas (excluindo a primeira),
        PM[ki][kj]=M[ki][kj]-M[ki][kj-1] #a coluna será igual a ela mesma
                                    subtraída a coluna anterior

####Transformando o vetor T em uma matriz TM:

for m in range(i): #para todas as posições de linha da matriz TM
    cont=0 #começando por 0
    for n in range(j): #para todas as posições de coluna da matriz TM
        cont=0 #começando por 0
        k=(m*j)+n #definindo localização dos elementos em função da matriz
        TM[m][n]= T[k][0] #atribuindo os elementos da primeira coluna de T
                            (estados em t) dentro da matriz TM

#### Excluindo as bordas nulas e identificando vizinhança:

cont=0 #começando por 0
for m in range(1, i-1): # excluindo as bordas nulas de TM
    for n in range(1, j-1): # excluindo as bordas nulas de TM
        vout[cont]=TM[m][n] #vout[cont] equivale a matriz TM excluída as
                            bordas
        vz[cont][0]=TM[m-1][n] #vizinho norte
        vz[cont][1]=TM[m+1][n] #vizinho sul
        vz[cont][2]=TM[m][n+1] #vizinho leste
        vz[cont][3]=TM[m][n-1] #vizinho oeste
        vz[cont][4]=TM[m-1][n+1] #vizinho NE
        vz[cont][5]=TM[m+1][n+1] #vizinho SE
        vz[cont][6]=TM[m+1][n-1] #vizinho SO
        vz[cont][7]=TM[m-1][n-1] #vizinho NO

```

```

cont=cont+1 #vá para o próximo elemento

####Contabilizando a fração de vizinhança de cada estado:

m=-1 #começando da posição -1
for m1 in range(1,i-1): # excluindo as bordas nulas
    for n1 in range(1,j-1): # excluindo as bordas nulas
        k=(m1*j)+n1 #definindo localização dos elementos em função da matriz
        m=m+1
        for jj in range(1,7): #para todo jj entre 1 e 7 (intervalo fechado a
                                esquerda)
            eta[m]=8-(vz[m][:]==6).sum() #eta é igual ao somatório de
                                            vizinhos no estado 6, menos o
                                            total da vizinhança (8)

        for jj in range(1,7): #para todo j entre 1 e 7
            fv[m][jj-1]=(vz[m][:]==jj).sum() #preencher matriz fv com o
                                                somatório do número de
                                                vizinhos de m de cada estado
            if eta[m]==0: # se eta[m] tiver resultado equivalente a zero, faça
                fv[m][jj-1]=fv[m][jj-1]/8 #divida fv[m] por 8
            else: # se eta[m] não for igual a zero, faça
                fv[m][jj-1]=fv[m][jj-1]/eta[m] #divida fv[m] por eta[m]

##Construindo matriz AC:

AC[m][0]=fv[m][0]*PM[T[k][0]-1][0] #definindo 1ª coluna de AC. Será
                                     igual a probabilidade de cada elemento de
                                     T transicionar para o estado 1,
                                     considerando estado inicial de T,
                                     probabilidade de markov para tal
                                     transição, e fração de vizinhos no estado 1
                                     que o elemento possui. O mesmo ocorre
                                     para AC[m][1], AC[m][2], AC[m][3],
                                     AC[m][4] e AC[m][5], porém se referem a
                                     probabilidade de cada elemento T
                                     transicionar para o estado 2, 3, 4, 5 e 6,
                                     respectivamente (devido ao fato de 6 ser
                                     um estado nulo, a última coluna de AC
                                     terá valores iguais a zero)
AC[m][1]=fv[m][1]*PM[T[k][0]-1][1] #definindo 2ª coluna de AC
AC[m][2]=fv[m][2]*PM[T[k][0]-1][2] #definindo 3ª coluna de AC
AC[m][3]=fv[m][3]*PM[T[k][0]-1][3] #definindo 4ª coluna de AC
AC[m][4]=fv[m][4]*PM[T[k][0]-1][4] #definindo 5ª coluna de AC
AC[m][5]=fv[m][5]*PM[T[k][0]-1][5] #definindo 6ª coluna de AC

x[m]=AC[m][:].sum() ## somando cada linha de AC

## Normalizando a matriz AC:

```

```

for jj in range(0,6): para todas as posições de 0 a 6
    for m in range (k1): para todas as posições dentro de k1
        AC[m][jj]=AC[m][jj]/x[m] #Cada valor de AC é dividido pelo total de
                                sua respectiva linha. Assim, passamos a ter a
                                matriz normalizada de AC

## Transformando a matriz AC normalizada em matriz AC de função acumulada:

for jj in range(1,6): # para todas as posições de 1 a 6
    for m in range (k1): # para todas as posições dentro de k1
        AC[m][jj]=AC[m][jj]+AC[m][jj-1] #acumulando a matriz AC

#### Executando modelo AC-Markov II:

m=-1 #começando da posição -1
for m1 in range(1,i-1): # excluindo as bordas nulas
    for n1 in range(1,j-1): # excluindo as bordas nulas
        k=(m1*j)+n1 #definindo localização dos elementos em função da matriz
        m=m+1
        if T[k][0]==6: # se o elemento de T for igual a 6
            out[k]=6 # o elemento correspondente, no resultado final, será 6
                       também
        else: # se o elemento de T for diferente de 6, faça:
            R=random.random() #gerar numero aleatório entre 0 e 1
            if fv[m][T[k][0]-1]>0.5*eta[m]/8: # se a fração de vizinhança de
                                                determinado estado para o qual
                                                o elemento for transicionar for
                                                maior que 0,5 (50%), executar
                                                Markov (lembrando que, no
                                                caso, 0.5 é um valor atribuído
                                                ao parâmetro  $\eta_j$ , o qual variou
                                                diversas vezes a fim de testar
                                                melhor aderência do modelo)
                aux=0 #variável aux começa por zero
                while aux<5: #enquanto aux for menor que 5, faça
                    if R<=M[T[k][0]-1][aux]: # linha da matriz M será
                                                equivalente ao valor do estado
                                                de cada elemento de T. Se R
                                                for menor ou igual ao valor
                                                correspondente de M, faça
                        out[k]=aux+1 #preencher minha matriz out com o
                                    valor da posição aux acrescido de 1
                        break #interrompe a execução do laço quando a
                            condição é satisfeita
                    else: # se R for maior que este valor, faça
                        aux=aux+1 #vá para o elemento da próxima coluna
                                de M
            else: # se a fração de vizinhança de determinado estado para o

```

```

qual o elemento for transicionar for não for maior que o limiar
previamente estabelecido (no caso, 0,5) executar modelo AC-
Markov II
aux=0 #variável aux começa por zero
while aux<5: #enquanto aux for menor que 5, faça
    if R<=AC[m][aux]: # se R for menor ou igual a
                        probabilidade de transição
                        AC de cada elemento de T, faça

        out[k]=aux+1 #preencher minha matriz out
                    com o valor da posição aux
                    acrescido de 1
        break #interrompe a execução do laço
        quando a condição é satisfeita
    else: # se R for maior que a probabilidade de
        transição AC de cada elemento de T, faça
        aux=aux+1 #vá para o elemento da próxima
                coluna de M
out[out<1]=6 #transformando os valores 0 de out em 6, afim de padronização (ambos
            valores representam elementos nulos)

### Calculando porcentagem de acerto:

a=1
nn=numpy.zeros((a,1)) # definindo matriz n, que terá número de linhas igual a 'a' e
                    número de colunas igual a 1
for aa in range(a): #para todas as posições de a
    for k in range(nl): #para todas as posições de nl
        if T[k][1]!=6: #se o elemento da segunda coluna de T (elementos em t+1)
            for diferente de 6
        if T[k][1]==out[k]: # e se o elemento k da coluna do mapa real
            (segunda coluna de T) for igual ao
            correspondente elemento no mapa simulado
            (out), faça
            nn[aa]+=1 #some 1 na matriz nn
p=float(nn/k4) #dividindo cada elemento da matriz nn pelo total de elementos não nulos
print p # mostre p

#####Cálculo do índice kappa:

kappa=numpy.zeros((a,1)) #definindo dimensão da matriz que conterà o resultado do
                        kappa

pe=numpy.zeros((a,1)) #definindo dimensão da matriz
A=numpy.zeros((5,1)) #definindo dimensão da matriz
B=numpy.zeros((5,1)) #definindo dimensão da matriz
diag=numpy.zeros((a,1)) #definindo dimensão da matriz

for aa in range(a): #calcular para cada uma das simulações (sendo 'a' um parâmetro
                    variável)

```



```

q=numpy.zeros((5,5)) # definindo dimensão da matriz de confusão
for k in range(nl): #para todas as posições de nl
    if T[k][1]!=6: # se o elemento da segunda coluna de T for diferente de 6
        q[T[k][1]-1][out[k]-1]+=1 #alimentando a matriz de confusão.
        Linhas:mapa real; colunas: mapa
        simulado. Incrementar com mais 1 na
        célula da matriz que corresponde a
        este cruzamento (por exemplo, se no
        mapa simulado determinada célula
        tem estado 5 e no mapa real tem
        estado 2, o programa irá incrementar
        1 na célula da matriz 'q' localizada na
        linha 2 e coluna 5)

print q #mostre a matriz de confusão
A=q.sum(axis=0)/k4 #soma das colunas da matriz q dividido por k4
B=q.sum(axis=1)/k4 #soma das linhas da matriz q dividido por k4

for kk in range(0,5): #para cada elemento da matriz de confusão
    pe[aa]+=A[kk]*B[kk] #cálculo dos produtos entre linhas e colunas
    diag[aa]+=q[kk][kk] #cálculo da soma da diagonal da matriz
diag[aa]=float(diag[aa]/k4) #dividindo diagonal da matriz por k4
kappa[aa]=float((diag[aa]-pe[aa])/(1-pe[aa])) #calculando o índice kappa

kappa_av=sum(kappa)/float(a) #extraíndo a média dos valores de kappa gerados (caso o
                                parâmetro 'a' seja maior que um)
print kappa_av #mostre o valor do kappa médio

## Salvando os resultados e finalizando no programa:

numpy.savetxt('out00_2010_5.txt',out, fmt='%d') #salvar resultado em um arquivo de
                                                texto, mostrando apenas valores de
                                                out, com números no formato inteiro

ff.close() #fechar arquivo aberto no início

```

Anexo V – Mapas simulados com o modelo de Markov

Mapa simulado do ano 2000

Mapa simulado do ano 2010

Mapa simulado do ano 2020 - presença de unidade de conservação

Mapa simulado do ano 2020 - ausência de unidade de conservação

Anexo VI – Mapas simulados com o modelo de AC-Markov I

Mapa simulado do ano 2000

Mapa simulado do ano 2010

Anexo VII – Mapas simulados com o modelo de AC-Markov II

Mapa simulado do ano 2000

Mapa simulado do ano 2010