

Modelagem da dinâmica de cobertura florestal na Floresta Ombrófila Mista, SC

Henrique Luis Godinho Cassol¹ Raian Vargas Maretto¹ Jaidson Nandi Becker¹ Elisabete Caria Moraes¹

¹Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE

Avenida dos Astronautas, 1.758 - Jd. Granja CEP 12227-010

henrique@dsr.inpe.br; raian@dpi.inpe.br; jaidson.becker@gmail.com; bete@ltd.inpe.br

Abstract. The loss of biodiversity is one of the most worrying environmental problems of our time. Climate change, hunting and introduction of exotic species are important causes, but habitat loss is the main factor. However, finding the causes of deforestation and the means that determine it is still a difficult challenge. In this sense, the use of models based on cellular automata (CA) is a promising solution to better understand the processes that dictate changes in forest cover. In this paper a model of finite AC to model the dynamics of loss, expansion and growth of Araucaria Forest in Lages, SC, for the next 100 years was performed. CA based models have proven useful for describing the behavior of the dynamics of forest cover over time, as well as to simulate different scenarios.

Key-words: cellular automata, deforestation, biodiversity, forest expansion.

1. Introdução

Segundo Pérez-Vega (2012), a perda de biodiversidade é um dos fenômenos ambientais mais preocupantes do nosso tempo. Mudanças globais, caças predatórias e introdução de espécies invasoras desempenham um papel importante, mas a perda de habitat ainda é o fator preponderante (PIMM et al., 2014).

O processo de perda de biodiversidade é normalmente antecedido do processo de desmatamento e de degradação da floresta (FERRAZ et al. 2005), que por sua vez, ocasionam a fragmentação, o isolamento de populações, a redução das condições ambientais típicas do interior da floresta e a criação de efeitos de borda (GALINDO LEAL; CÂMERA, 2003; RIBEIRO et al. 2009).

A Floresta Ombrófila Mista, uma das sete fitofisionomias da Floresta Atlântica, encontra-se altamente suscetível (RIBEIRO et al. 2009). O histórico de ocupação e de desmatamento, concorrente à constante fragmentação, tem ligado o alerta para a sua conservação, no sentido de reduzir a perda genética das espécies-chave e da sua biodiversidade associada (STEFENON, 2009).

Galindo Leal e Câmara (2003) estimam que reste apenas 10% desta formação. Por outro lado, em trabalhos mais recentes, estas variações são mais otimistas, variando de 12,6% (RIBEIRO et al. 2009) a até 20% (IESB et al. 2007). Do total de remanescentes, apenas entre 1% (MMA, 2005) e 3,1% estão sob proteção de Unidades de Conservação (RIBEIRO et al. 2009).

Assim, para encontrar soluções que a longo prazo irão efetivamente reduzir ou minimizar os impactos decorrentes do desmatamento é necessário que se identifique as causas subjacentes e as relações entre estas e as perdas (GEIST; LAMBIN, 2001). Neste sentido, o estudo dos processos de mudanças de usos e de cobertura da terra (*Land Use/Cover Change - LUCC*) mediante o uso de modelos é um dos tópicos recentes de pesquisas sobre o declínio da biodiversidade (PÉREZ-VEGA, 2012). Estes modelos nos permitem conduzir experimentos computacionalmente, quantificando os forçantes mais importantes do desmatamento e contribuindo para entender os elementos-chave dos processos de mudanças de cobertura em uma área particular (SOARES-FILHO et al. 2002; TEIXEIRA et al. 2009).

Na literatura, os modelos de LUCC podem ser caracterizados basicamente por dois métodos, os baseados em agentes e os baseados em padrões (CARNEIRO, 2006). Os modelos baseados em agentes, normalmente envolvendo dados censitários, representam as mudanças

de cobertura ocasionadas pelas decisões feitas individualmente pelos agentes. Neste caso, diz-se de uma inferência de baixo para cima, i.e., conhecem-se as decisões dos agentes e modela-se o resultado. Nos modelos baseados em padrões, os resultados (padrões) das mudanças de cobertura já são conhecidos. Estes modelos são do tipo de cima para baixo e com eles busca-se descobrir cenários, normalmente utilizando como apoio dados de sensoriamento remoto e de inventários. Exemplos típicos de modelos baseados em padrões são os autômatos celulares e os modelos de cadeia de Markov.

Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi modelar a dinâmica de cobertura florestal da Floresta Ombrófila Mista, em Lages, SC, mediante o uso de Autômatos Celulares para os próximos 100 anos.

2. Materiais e Métodos

2.1. Área de Estudo

O modelo foi criado para o município de Lages, inserido no Planalto Sul Catarinense. Lages está localizado na latitude 27°48'58''S e longitude 50°19'30''O, a aproximadamente 916 metros acima do nível do mar (SILVA et al. 2012).

O clima é do tipo Cfb – subtropical úmido, segundo a classificação da Koppen, com precipitação média de 1600 mm, bem distribuída ao longo do ano e temperatura anual média de 16°C (ENGEL et al., 2009). O município está inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Canoas e do Rio Pelotas, com topografia de suave-ondulada a ondulada, sendo a vegetação classificada como Floresta Ombrófila Mista (FOM) Montana (IBGE, 2012). O município de Lages foi escolhido como sendo modelo de mudança de cobertura florestal na FOM aplicável a todo o estado de Santa Catarina.

2.2. Conjunto de dados

Na Tabela 1 estão descritos os dados espaciais utilizados no modelo e resumidos os passos de geoprocessamentos desenvolvidos antes da transformação destes em espaços celulares.

Tabela 1. Dados de entrada e operações de geoprocessamento.

Camada	Escala	Data	Fonte	Geoprocessamento
Inventário Florestal	1:100.000	2007 - 2010	IFFSC (2013) ¹	Polígonos Thiessen para os estágios de sucessão
Remanescentes Florestais	1:50.000	2010 - 2011	SOS MA/INPE (2012) ²	Intersecção entre os polígonos Thiessen e os polígonos dos remanescentes
Malha Viária	1:1.000.000	2000	IBGE/ANA (2000) ³	Recorte municipal
Hidrografia	1:1.000.000	2010	ANA (2010) ⁴	Recorte municipal

¹ Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina; ² Atlas dos remanescentes florestais do SOS Mata Atlântica/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais; ³ Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; ⁴ Agência Nacional das Águas

Todos os arquivos digitais foram transformados para a projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), fuso 22 S, *datum* WGS-84 e importados no ambiente computacional Terra View 4.2.2 para efetuar o processo de preenchimento de células.

2.3. Preenchimento de células

O preenchimento de células é um método computacional desenvolvido para alocar dados produzidos em diferentes escalas em uma fonte comum. Para o desenvolvimento foi utilizado o *plug-in* de preenchimento de células do Terra View.

Os pontos, referentes às UA do inventário florestal, foram transformados em polígonos Thiessen de forma a preservar os valores das classes sucessionais de Budowski (1965)

classificadas em: Pioneiras, Secundárias Iniciais, Secundárias Tardias e Primárias. O critério de preenchimento das células para as classes de sucessão foi a presença. Entretanto, a área de cobertura florestal foi superior ao dos remanescentes e isto se deve ao critério de preenchimento de células empregado

Estes polígonos foram então recortados dos remanescentes florestais e do limite do município de Lages. De posse dos polígonos dos remanescentes, classificados por grupos funcionais, foram criadas 11.119 células, com grade de resolução de 500 m x 500 m (25 ha), na área compreendida pelo limite do município de Lages. No arquivo vetorial de malha viária e da hidrografia, o critério de preenchimento de células foi a distância mínima, em metros, entre estes e as células adjacentes.

2.4. Regras de transição

Com a biblioteca instalada Terra Modelling Environment (TerraME), a metodologia foi descrita em linguagem .lua e configurada através do editor de texto Crimson. O TerraME é um ambiente desenvolvido para modelar dinâmicas espaciais que suportam os conceitos de Autômatos Celulares Aninhados (*Nested-CA*). Um modelo dinâmico espacial é aquele cujo tempo e espaço são variáveis independentes, possui estrutura espacial e temporal conhecida, bem como o conhecimento das regras que descrevem as mudanças do fenômeno no espaço (CARNEIRO, 2013).

No AC, conforme concebido por Von Neumann (1966) cada célula é ocupada por uma cópia de finitos autômatos que são conectados por quatro ou mais células adjacentes (CARNEIRO, 2006). Neste trabalho foi utilizada a vizinhança de Moore, que considera vizinhas as oito células circundantes à célula central (Figura 1).

As regras de transição envolvem regras que buscam descrever como o fenômeno no tempo e no espaço. Como as mesmas regras são aplicadas a todas as células, a estrutura celular é dita funcionalmente homogênea. Também é considerada isotrópica e estacionária, devido a todos os AC conterem a mesma configuração de vizinhança e igual regra de transição. O fluxo de informação de um AC é unidirecional, pois requer informações do estado inicial e final de seus vizinhos (Figura 2). Esta informação é combinada para que o AC defina a ação que será tomada.

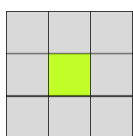


Figura 1. Vizinhança de “Moore”, demonstrando as células desmatadas (cinzas) circundando uma área de floresta.

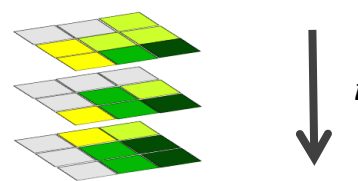


Figura 2. Mudanças hipotéticas de cobertura florestal do modelo no tempo. As classes de cores referem-se à cor: cinza (desmatado); amarelo (pioneira); verde claro (sec. inicial); verde (sec. tardia); verde escuro (primária).

A dinâmica de cobertura florestal envolve as mudanças de classes classificadas em: desmatamento (perda de floresta), incremento (expansão da cobertura florestal) e mudança de grupo funcional (crescimento/envelhecimento da floresta), conforme a Figura 3. Estes valores foram utilizados como regras de transição para a criação do cenário da dinâmica de cobertura florestal para os próximos 100 anos em Lages, segundo os dados obtidos na literatura. Por se tratar de uma área já consolidada, os valores apresentam probabilidades bem baixas de mudanças de classes e, como consequência, um intervalo de poucas décadas não refletiria em grandes mudanças, por isso optou-se por estender o estado final para um século.

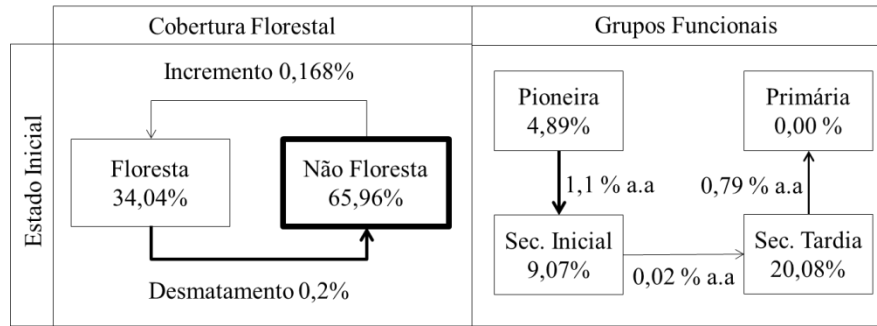


Figura 3. Porcentagens de cada classe (caixas) e mudanças de cobertura florestal e de grupos funcionais em termos percentuais (setas), a partir do estado inicial da floresta em 2011.

Para a probabilidade de transição de floresta para área não florestada foi usada a taxa histórica de desmatamento dos últimos 10 anos (2003-2013) de 0,20% do SOS Mata Atlântica/INPE, 2013, ao passo que a taxa de incremento foi mais difícil de se obter na literatura para a região em estudo ou mesmo para a FOM. Por isso, aplicou-se o valor histórico dos últimos 20 anos (1980 – 2000) de 0,168 %, obtido pelas mudanças de usos e cobertura do solo em uma região de Mata Atlântica de São Paulo com cobertura florestal de aproximadamente 30%. Deste valor histórico, foram consideradas as transições de áreas urbanas (0,07%), áreas agrícolas (3,06%) e silvicultura (0,23%) para as áreas de floresta (LIRA et al. 2012).

O crescimento da floresta, i.e., as taxas de mudanças de grupos funcionais foram usadas do trabalho de Roik (2012). Os valores foram de 1,1% a.a. para a classe das pioneiras, 0,02% a.a. para a classe das secundárias iniciais e 0,79% a.a. para a das secundárias tardias. Porém, o processo de degradação foi desconsiderado da análise, isto quer dizer que a classe de floresta primária jamais voltará a pertencer à floresta secundária tardia.

2.4.1. Restrições às regras

Aplicaram-se algumas regras de restrição às probabilidades de desmatamento na FOM com relação à proximidade desta com as rodovias e com o tipo de grupo funcional (Figura 4).

Sendo assim, a proximidade de rodovias recebe um peso maior na probabilidade de desmatamento do que aquelas que se encontram mais distantes. De modo semelhante, os grupos funcionais iniciais recebem maiores pesos, devido à agricultura itinerante ainda praticada na região (pousio) e à menor proteção legal destas com relação aos grupos funcionais mais tardios.

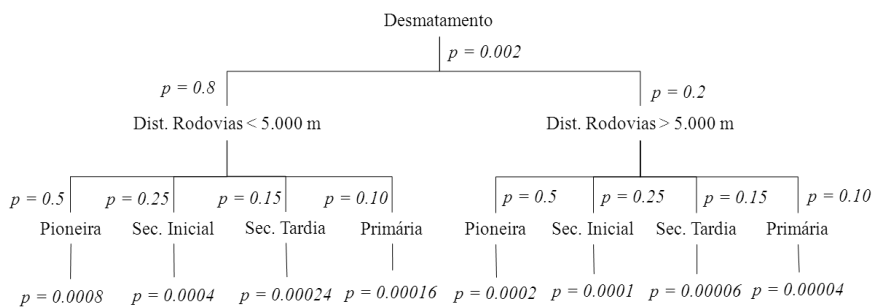


Figura 4. Probabilidade de transição de desmatamento aplicada à Floresta Ombrófila Mista.

No caso de incremento em área de cobertura florestal, a única restrição foi a proximidade do fragmento à calha dos rios, pois a área de floresta, invariavelmente, tornar-se-á uma floresta pioneira (Figura 5). Devido a algumas imposições legais da legislação brasileira, como a obrigatoriedade de cobertura vegetal em Áreas de Preservação Permanente (APP), as áreas próximas aos rios têm maior probabilidade de serem (re)florestadas do que aquelas mais

distantes (TEIXEIRA et al. 2009). Em ambos os casos, desmatamento e incremento, os pesos atribuídos foram arbitrados.

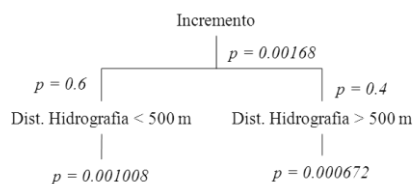


Figura 5. Probabilidade de transição de incremento aplicada à Floresta Ombrófila Mista.

3. Resultados e Discussão

3.1. Cenário Constante

Na Figura 6 tem-se a mudanças de cobertura florestal para os próximos 100 anos no município de Lages, SC. Nota-se que as maiores perdas florestais ocorreram nas áreas próximas às rodovias federais (BR – 282 e BR – 116) e estaduais, porção norte do município, especialmente em áreas de florestas pioneiras, a nordeste, devido à maior probabilidade de perda para estes dois casos. Verifica-se, por outro lado, o aparecimento de pequenos fragmentos de floresta margeando o curso dos principais rios (Fig. 6, em amarelo).

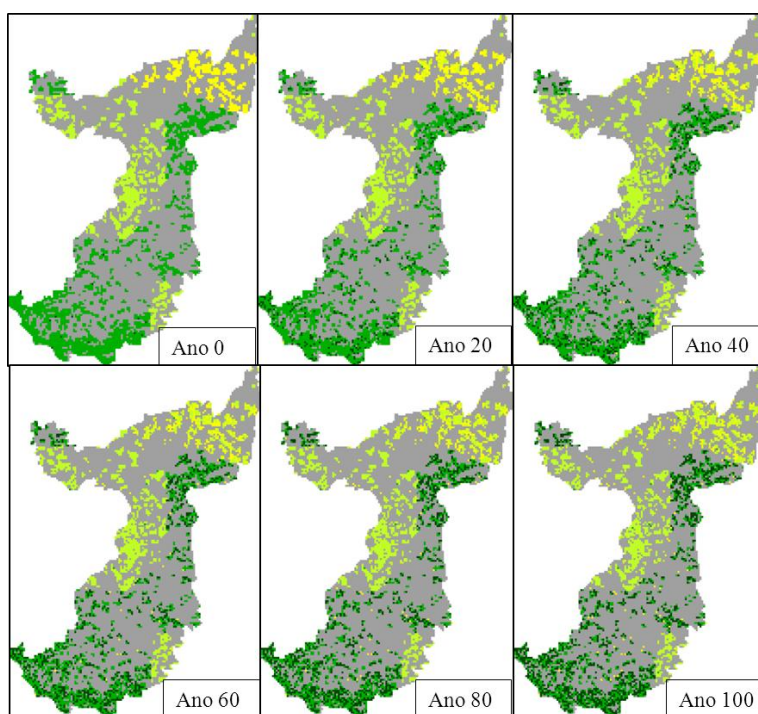


Figura 6. Mudanças de cobertura florestal em Lages, SC, nos próximos 100 anos. As cores representam as seguintes classes: cinza (desmatado); amarelo (pioneira); verde claro (sec. inicial); verde (sec. tardia); verde escuro (primária).

Dos 34,04% dos remanescentes florestais de Lages, cerca de 950 km², restariam 885 km² de cobertura florestal ao fim dos 100 anos (31,86%, Fig. 7b). Esta diferença pode ser considerada baixa se comparada à perda de cobertura florestal em outros ecossistemas florestais (ACHARD et al. 2002). Devido às altas taxas de crescimento observadas pelo grupo das florestas secundárias tardias, o grupo das primárias foi a que obteve maior incremento (7b e Fig. 6).

Há uma perda considerável de florestas pertencentes ao grupo das secundárias tardias não somente devido ao desmatamento, como também devido ao seu rápido crescimento. Teixeira et al. (2009) também verificaram uma redução das florestas pioneiras e secundárias iniciais na

Floresta Atlântica, durante o período analisado de 1962-2000, causadas pela expansão das áreas agrícolas e urbanas como também pela transformação destas em florestas maduras.

Teixeira et al. (2009), ao modelar a dinâmica de LUCC na Floresta Atlântica, impuseram restrições às regras que incluíam além da distância de estradas e rios, a declividade do terreno, a altitude, a proximidade com os centros urbanos. Dentre estas causas subjacentes, os mesmos autores verificaram que a proximidade de centros urbanos e de estradas secundárias não possuía dependência espacial significativa com as mudanças de cobertura.

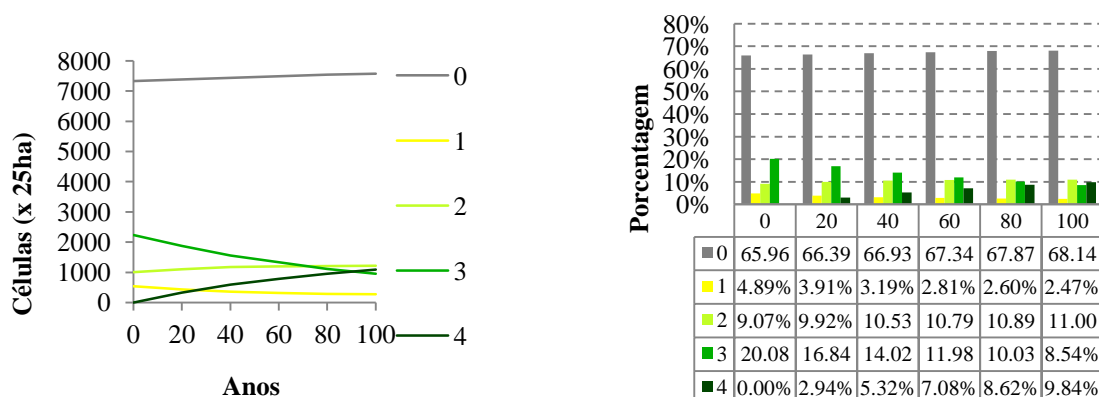


Figura 7. a) Evolução das áreas com e sem cobertura florestal na Floresta Ombrófila Mista de Lages, em células de 25 ha, para os próximos 100 anos, dados em intervalos a cada 20 anos. b) Porcentagens de cada classe por vintênio em Lages, SC. Os números correspondem às seguintes classes e cores: 0 – cinza (desmatada); 1 – amarelo (pioneira); 2 – verde claro (secundária inicial); 3 – verde (secundária tardia); 4 – verde escuro (primária).

Na Tabela 2 estão descritas as áreas de cobertura florestais projetadas para os próximos 100 anos.

Tabela 2. Cobertura e porcentagem de cobertura florestal por vintênio em Lages, SC, no cenário constante.

Classe	Número Classe		Ano					
			0	20	40	60	80	100
Não Floresta	0	Área (km ²)	1.833,50	1.845,50	1.860,50	1.872,00	1.886,50	1.894,25
		Dif. (%) ¹		0,43%	0,54%	0,41%	0,52%	0,28%
Floresta	1	Área (km ²)	136,00	108,75	88,75	78,00	72,25	68,75
		Dif. (%)		-0,98%	-0,72%	-0,39%	-0,21%	-0,13%
	2	Área (km ²)	252,00	275,75	292,75	300,00	302,75	305,75
		Dif. (%)		0,85%	0,61%	0,26%	0,10%	0,11%
	3	Área (km ²)	558,25	468,00	389,75	333,00	278,75	237,50
		Dif. (%)		-3,25%	-2,82%	-2,04%	-1,95%	-1,48%
4	Área (km ²)	0,00	81,75	148,00	196,75	239,50	273,50	
	Dif. (%)		2,94%	2,38%	1,75%	1,54%	1,22%	
Total 1 - 4		Área (km ²)	946,25	934,25	919,25	907,75	893,25	885,50
		% Classe	34,04%	33,61%	33,07%	32,66%	32,13%	31,86%

¹ Dif (%) - Diferença porcentual por vintênio de cada classe de cobertura florestal.

Segundo as previsões, o município perde, em média, 0,44 % da cobertura florestal a cada vintênio. Este valor é inferior aos 0,032 % a.a. de perda de cobertura florestal prevista pelas taxas correntes (taxa de desmatamento - taxa de incremento). A taxa de desmatamento média de 0,022 % a.a. é inferior à taxa observada no estado de São Paulo, de 0,3 % a.a. (TEIXEIRA et al. 2009), como também é inferior à perda anual em toda a América Latina, de 0,38% a.a.

(ACHARD et al. 2002) e 100 vezes menor do que as taxas observadas ao longo do arco do desmatamento na região Amazônica (FERRAZ et al. 2005).

O fato de o incremento ser quase sempre inferior ao da perda de floresta faz com que as florestas primárias, e conseqüentemente sua biodiversidade associada, sejam gradativamente diminuídas. Apesar de serem movidas por regras estocásticas de transição, as restrições às regras fazem com que as perdas e os incrementos em áreas florestais não sigam uma tendência linear como mostra a Figura 7a. No caso do grupo das florestas pioneiras, esta vai sendo gradativamente reduzida, devido à maior probabilidade de desmatamento $p = 0,01$ e, sobretudo, ao alto incremento em área basal (0,79 %), proporcionando a mudança para as classes subseqüentes. A maior diferença em área porcentual para uma classe foi observada para o grupo das secundárias tardias, por conta do alto incremento desta classe para a classe subseqüente (1,1 % a.a.).

4. Conclusões

Conforme os resultados apresentados chegaram-se às seguintes conclusões:

- As florestas pioneiras são as mais prejudicadas pelo desmatamento, podendo levar a uma redução da biodiversidade de todo o ecossistema, uma vez que estas fornecem as condições ambientais necessárias para o surgimento da cobertura florestal de grupos funcionais mais tardios;
- O uso de modelos baseados em autômatos celulares para simular o comportamento de mudanças de coberturas florestais se mostrou útil para a criação de cenários destes processos de mudanças e, com isso, avaliar as possíveis conseqüências destes cenários no ecossistema.

Referências Bibliográficas

ACHARD, F.; EVA, H.D.; STIBIG, H.J.; MAYAUX, P.; GALLEGO, J.; RICHARDS, T.; MALINGREAU, J.P. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. **Science**, v. 297, p. 999–1002, 2002.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA) – Hidroweb. Sistema de Informações Hidrológicas. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em: 05/06/2014.

BUDOWSKI, G.N. Distribution of tropical American rain forest species in the light of sucesión processes. **Turrialba**, Costa Rica, v.15, n.2, p.40-52, 1965.

CARNEIRO, T.G.S.; CÂMERA, G.; ANDRADE, P.R.; PEREIRA, R.R. **An Introduction to TerraME**. INPE: São José dos Campos. 54p. 2013.

CARNEIRO, T.G.S. **Nested-CA: a foundation for multiscale modeling of land use and land change**. Image Processing Division. São José dos Campos, INPE. Doctorate Thesis in Computer Science. 109p. 2006.

ENGEL, F.L.; BERTOL, I.; RITTER, S.R.; GONZÁLEZ, A.P.; PAZ-FERREIRO, J.; VÁZQUEZ, E.V. Soil erosion under simulated rainfall in relation to phenological stages of soybeans and tillage methods in Lages, SC, Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 103, p. 216–221, 2009.

FERRAZ, S.F.B.; VETTORAZZI, C.A.; THEOBALD, D.M.; BALLESTER, M.V.R. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. **Forest Ecology and Management**. v.204. p.67-83. 2005.

GALINDO-LEAL, C., CÂMARA, I.G., 2003. Atlantic Forest hotspot status: an overview. In: GALINDO-LEAL, C., CÂMARA, I.G. (Eds.), **The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats and Outlook**. CABS and Island Press, Washington, p 3–11. 2003.

GEIST, H.J.; LAMBIN, E.F. **What drives tropical deforestation?** A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence. Louvain-la-Neuve: LUCC Report Series. No. 4. 2001. 116p.

INSTITUTO DE ESTUDOS SOCIOAMBIENTAIS DO SUL DA BAHIA (IESB). Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio de Janeiro (IGEO/UFRJ), Departamento de Geografia da Universidade Federal Fluminense (UFF), 2007. **Levantamento da Cobertura Vegetal Nativa do Bioma Mata Atlântica**. Relatório final. PROBIO 03/2004, Brasília, 84p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2ªed revisada e ampliada. 2012. 271p.

INVENTÁRIO FLORÍSTICO FLORESTAL DE SANTA CATARINA (IFFSC). **Floresta Ombrófila Mista**. V. III. Alexander Vibrans et al. [eds.]. Edifurb: Blumenau, 2013. 435p.

LIRA, P.K.; TAMBOSI, L.R.; EWERS, R.M.; METZGER, J.P. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 278, p. 80–89, 2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Proteção e recuperação da Floresta com Araucárias**. Propostas de criação de novas Unidades de Conservação Federais no Paraná e em Santa Catarina. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis e Grupo de Trabalho Araucárias Sul, 2005. Disponível em: www.mma.org.br. Acesso em: 22/05/2014.

PÉREZ-VEGA, A.; MAS, J.F.; ZIELINSKA, A.L. Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest. **Environmental Modelling & Software**, v. 29, p. 11-23, 2012.

PIMM, S.L.; JENKINS, C.N.; ABELL, R.; BROOKS, T.M.; GITTLEMAN, J.L.; JOPPA, L.N.; RAVEN, P.H.; ROBERTS, C.M.; SEXTON, J.O. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. **Science**, v. 344, p. 987-999, 2014.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142. p. 1141–1153. 2009.

ROIK, M. **Dinâmica (2002-2011) e modelagem do incremento diamétrico em fragmento de Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de Irati, Paraná**. 158 f. (Dissertação) Mestrado em Ciências Florestais, Irati: Universidade Estadual do Centro-Oeste. Irati, 2012.

SILVA, A.C.; HIGUCHI, P.; AGUIAR, M.D.; NEGRINI, M.; NETO, J.F.; HESS, A.F. Relações florísticas e fitossociologia de uma Floresta Ombrófila Mista Montana secundária em Lages, Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 1, p. 193-206, 2012.

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

SOS Mata Atlântica. **Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica período 2012-2013**. São Paulo: SOS Mata Atlântica, INPE. 2013. 61p.

SOS Mata Atlântica. Shapefiles dos remanescentes florestais 2011/12. Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/dados/>. Acesso em: 13/05/2014.

STEFENON, V.M.; STEINER, N.; GUERRA, M.P.; NODARI, R.O. Integrating approaches towards the conservation of forest genetic resources: a case study of *Araucaria angustifolia*. **Biodiversity and Conservation**, v. 18. p.2433–2448. 2009.

TEIXEIRA, A.M.MG.; SOARES-FILHO, B.S.; FREITAS, S.R.; METZGER, J.P. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 257, p. 1219–1230, 2009.

VON NEUMANN, J. **Theory of Self-Reproducing Automata**. Illinois, Edited and completed by A.W. Burks. 1966. 306p.