



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CAMPUS DE CURITIBANOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOSISTEMAS AGRÍCOLAS E NATURAIS

Saimom Poczapski Noro Ribeiro

**TRANSFORMAÇÕES DE USO, COBERTURA E FRAGMENTAÇÃO DA
PAISAGEM NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA**

Curitibanos

2022

Saimom Poczapski Noro Ribeiro

**TRANSFORMAÇÕES DE USO, COBERTURA E FRAGMENTAÇÃO DA
PAISAGEM NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA**

Dissertação submetida ao Programa de Pós Graduação
em Ecossistemas Agrícolas e Naturais da Universidade
Federal de Santa Catarina – Campus de Curitibanos para
a obtenção do Grau de Mestre em Ciências
Orientador: Prof. Dr. Mauricio Sedrez dos Reis

Curitibanos

2022

Ficha de identificação da obra

Ribeiro, Saimom Poczapski Noro
TRANSFORMAÇÕES DE USO, COBERTURA E FRAGMENTAÇÃO DA
PAISAGEM NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA / Saimom Poczapski
Noro Ribeiro ; orientador, Maurício Sedrez dos Reis, 2022.
79 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Campus Curitibanos, Programa de Pós-Graduação em
Ecossistemas Agrícolas e Naturais, Curitibanos, 2022.

Inclui referências.

1. Ecossistemas Agrícolas e Naturais. 2. Uso e cobertura
da terra. 3. Mata de Araucárias. 4. Fragmentação da
paisagem. 5. Conservação da biodiversidade. I. dos Reis,
Maurício Sedrez. II. Universidade Federal de Santa
Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecossistemas Agrícolas
e Naturais. III. Título.

Saimom Poczapski Noro Ribeiro

**Transformações de uso, cobertura e fragmentação da paisagem na Floresta Ombrófila
Mista**

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca
examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof., Dr. Cesar Augusto Marchioro
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Prof. Dr. Adelar Mantovani
Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi
julgado adequado para obtenção do título de mestre em Ciências.

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Prof. Dr. Maurício Sedrez dos Reis
Orientador

Curitiba, 2022.

Dedico esse trabalho aos meus pais, minha família, amigos,
professores e colegas.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), a Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC), ao Núcleo de Pesquisa em Florestas Tropicais (NPFT), a todos os professores, familiares, amigos e colegas que de alguma forma contribuíram direta ou indiretamente para o desenvolvimento desse trabalho.

“ao mesmo tempo em que os seres humanos são capazes de ameaçar os ecossistemas, eles também podem assumir a responsabilidade de restaurá-los, expandi-los e conservá-los”
(Montagna et al., 2019).

RESUMO

O modelo de desenvolvimento predatório vigente no último século, reduziu drasticamente a cobertura florestal natural da Floresta Ombrófila Mista (FOM). Três motores de transformações do espaço foram fundamentais para esse processo: a agricultura (lavoura e pecuária), a indústria madeireira (energia e múltiplos usos) e a expansão urbana. Como consequência, os remanescentes florestais dessa fitofisionomia encontram-se degradados, fragmentados e isolados e inúmeras espécies apresentam elevada vulnerabilidade demográfica e genética. Para reverter essa situação, uma série de legislações ambientais foram criadas com o objetivo de preservar a biodiversidade e os recursos naturais. Diante desse contexto, o presente estudo tem por objetivo avaliar as transformações no uso, cobertura e fragmentação da paisagem da FOM nos últimos 35 anos e discutir os impactos das legislações ambientais nesse processo. Para isso, foram utilizados dados matriciais de uso e cobertura do solo obtidos a partir do projeto MapBiomas. O processamento dos dados foi realizado no software livre de código aberto Qgis, utilizando ferramentas (plugins: Landscape Ecology Statistics - Lecos e Semi-Automatic Classification Plugin - SCP) integradas ao próprio software. Os resultados demonstraram que nos últimos 35 anos a paisagem da FOM se encontra mais antropizada e fragmentada e a velocidade e intensidade dessas transformações são superiores aos identificados para o bioma da Mata Atlântica. Floresta Plantada (silvicultura) e Lavoura são os principais tipos de uso responsáveis pela transformação dessa paisagem. Em um cenário de aumento populacional, aumento do preço das commodities e mudanças climáticas, essa paisagem torna-se cada vez mais ameaçada. Embora as legislações ambientais tenham conseguido reduzir a conversão das florestas naturais em usos antrópicos, nos últimos anos esse processo voltou a se intensificar com as mudanças no cenário político e econômico no país, demonstrando que o caráter preservacionista das leis ambientais é vulnerável frente a esses cenários de instabilidade. Estratégias capazes de promover a conservação pelo uso são fundamentais para promover a restauração e a manutenção da paisagem natural dessa formação florestal. Novos estudos devem ser realizados integrando avaliações das transformações da paisagem com aspectos socioeconômicos, legais e de mudanças climáticas. Esses estudos permitiriam identificar áreas prioritárias para a conservação e propor medidas efetivas para a manutenção da biodiversidade nativa.

Palavras-chave: Uso e cobertura da terra. Mata de Araucárias. Fragmentação da paisagem. Legislação ambiental. Conservação da biodiversidade.

ABSTRACT

The predatory development model in recent centuries has drastically reduced the natural forest cover of the Mixed Ombrophilous Forest. Three drivers of spatial transformation were fundamental to this process: agriculture (farming and cattle raising), wood industry (energy and multiple uses) and urban expansion. Forest remnants are degraded, fragmented, and isolated. Numerous species present high demographic and genetic vulnerability. Environmental legislations were created to preserve biodiversity and natural resources. The present study aims to evaluate Land Use, Land Cover and fragmentation of the Mixed Ombrophilous Forest landscape in the last 35 years and to discuss impacts of environmental legislation. For this, matrix data of land use and land cover for the national territory were obtained from the MapBiomass project. Data processing was performed in the free open-source software *Qgis*, using the plugins *Landscape Ecology Statistics - Lecos* and *Semi-Automatic Classification Plugin - SCP*. Results showed that the landscape of the Mixed Ombrophilous Forest today is more anthropized and fragmented than in 1985, and that the speed and intensity of these transformations are higher than the observed in the Atlantic Forest biome. Planted Forest (silviculture) and Agriculture (crop) are the main use categories responsible for the transformation landscape. Population growth, rising commodity prices and climate change make this landscape even more threatened. Although the environmental legislation reduced the conversion of natural forests into human uses, in recent years this process has intensified due to changes in the Brazilian political and economic scenario, demonstrating that the preservationist character of environmental laws is vulnerable in the face of social and economic instability. Strategies capable of promoting conservation through use are essential to promote restoration and maintenance of natural landscapes. New studies must be carried out integrating landscape transformations with socioeconomic, legal and climate change aspects. These studies allow the identification of priority areas for conservation and help in the proposing of effective measures for conservation of native biodiversity.

Keywords: Land use and land cover. Araucaria forest. Landscape fragmentation. Environmental legislation. Biodiversity conservation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa do recorte espacial da Floresta Ombrófila Mista segundo a Lei 11.428 de 22 de dezembro de 2006 (lei da Mata Atlântica).....	8
Figura 2 – Mapa de Uso e Cobertura do Solo para a fitofisionomia da Floresta Ombrófila Mista do ano de 1985 (A) e 2020 (B).....	34
Figura 3 – Mapa dos tipos de Uso e Cobertura do Solo para a fitofisionomia da Floresta Ombrófila Mista do ano de 1985 (A) e (B)	35
Figura 4 – Gráfico de área dos tipos de uso e cobertura do solo para a Floresta Ombrófila Mista entre os anos de 1985 e 2020.....	36
Figura 5 – Gráfico de mudanças (aumento, redução e saldo) de uso e cobertura do solo entre os anos de 1985 e 2019. Valores de % em relação a 1985 (ano base).....	37
Figura 6 – Diagrama de Sankey para as mudanças no uso e cobertura da terra entre os anos de 1985 e 2020 para a Floresta Ombrófila Mista.	38
Figura 7 – Mapa de transformação com as áreas com e sem alteração de uso e cobertura do solo entre os anos de 1985 e 2020.....	39
Figura 8 – Mapa de transformação por classe de uso e cobertura do solo para a Floresta Ombrófila Mista	40
Figura 9 – Gráfico de aumento e redução de área de FF por classe de uso e cobertura.....	41
Figura 10 – Gráfico de mudança em % da área de FF em relação ao ano base (1985).....	42
Figura 11 – Mapa de transformação de FF com áreas de aumento e redução entre os anos de 1985 e 2020	43
Figura 12 – Mapa das áreas com manutenção de FF entre os anos de 1985 e 2020	44
Figura 13 – Mudança no número e tamanho médio de fragmento (ha) para cada classe de uso e cobertura do solo entre os anos de 1985 e 2020	47
Figura 14 – Mudanças da cobertura da formação florestal natural no intervalo de 5 em 5 anos	50
Figura 15 – Linha do tempo das principais leis ambientais da Mata Atlântica.....	63

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	15
2.1	Objetivo geral.....	15
2.2	Objetivos específicos	15
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1	TRANSFORMAÇÕES E AMEAÇAS A MATA ATLÂNTICA.....	16
3.1.1	A Floresta Ombrófila Mista.....	17
3.1.2	Os motores de transformação da Floresta Ombrófila Mista.....	19
3.1.3	O projeto MapBiomas	22
3.2	IMPACTOS DO PROCESSO DE TRANSFORMAÇÃO DA PAISAGEM	23
3.3	IMPORTÂNCIA DAS POLÍTICAS PÚBLICAS NAS MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DO SOLO.....	25
4	MATERIAL E MÉTODOS	28
4.1	ÁREA DE ESTUDO	28
4.2	FONTE DOS DADOS	29
4.3	PROCESSAMENTO DOS DADOS	29
4.3.1	Reprojeção e Reclassificação	29
4.3.2	Avaliação das classes de uso e cobertura do solo	31
4.3.3	Mudanças nas classes de uso e cobertura do solo	31
4.3.4	Mudanças nos tipos de uso e cobertura do solo	31
4.3.5	Fragmentação da paisagem	31
4.4	POLÍTICAS PÚBLICAS	32
5.	RESULTADOS	33
5.1.	USO E COBERTURA DO SOLO E AS TRANSFORMAÇÕES DA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA	33
5.1.1.	Uso e cobertura do solo para os anos de 1985 a 2020	33

5.1.2. Transformações no uso e cobertura do solo entre os anos de 1985 a 2020.....	36
<i>5.1.2.1. Transformações de FF na Floresta Ombrófila Mista.....</i>	<i>41</i>
5.2. FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA	45
6. DISCUSSÃO	49
6.1. AS TRANSFORMAÇÕES DA PAISAGEM NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA.....	49
6.1.1. Mudanças no Uso e Cobertura do Solo.....	49
6.1.2. Processo de Fragmentação da Paisagem	54
6.1.3. Consequências das Transformações da Paisagem na Floresta Ombrófila Mista	55
6.2. POLÍTICAS PÚBLICAS E LEIS AMBIENTAIS	57
6.2.1. Histórico das principais políticas ambientais no país entre os anos de 1985 e 2020 e seus reflexos sobre a Floresta Ombrófila Mista.....	57
6.2.2. Efetividade e vulnerabilidade das legislações ambientais.....	64
6.3. AÇÕES E ESTRATÉGIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA PAISAGEM DA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA	64
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	66
REFERÊNCIAS	68
APÊNDICE I.....	78
APÊNDICE II.....	79

1 INTRODUÇÃO

Os impactos gerados pelos seres humanos atingiram escalas globais e geológicas, transformando os padrões e os processos ecológicos em todo planeta (SAYRE, 2012; ELLIS, 2015). O modelo de desenvolvimento vigente nos últimos séculos, gerou como consequência a conversão de áreas naturais em áreas artificiais (antropizadas), muitas vezes degradadas, por meio de processos de exploração irracional e predatório da natureza (GUERRA et al., 2002; ELLIS et al., 2010; SAYRE, 2012). Especialmente em países em desenvolvimento como o Brasil, a exploração dos recursos naturais, a expansão urbana e a agricultura são os principais motores de transformação do espaço (DESALEGN et al., 2014; MOSAMMAM et al., 2017; SOMVANSI et al., 2020).

A Mata Atlântica, um dos biomas mais biodiversos do planeta terra, está inserida em um contexto de elevada densidade populacional, no epicentro econômico nacional (MARTINELLI et al., 2013; JOLY et al., 2014). Profundas e abruptas mudanças no uso e cobertura do solo culminaram na redução dos seus remanescentes florestais para aproximadamente 12,4% do que existia originalmente, tornando o bioma um dos mais ameaçados e importantes *hotspots* da biodiversidade do globo (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2004; MITTERMEIER et al., 2011; LEITE; ROSA, 2012; MARTINELLI et al., 2013; SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2019).

Entre as formações florestais que compõem a Mata Atlântica está a Floresta Ombrófila Mista (FOM) ou Floresta com Araucária. Esta formação florestal, localizada nos planaltos de altitude nas regiões sul e sudeste do país, foi intensamente explorada durante o sec. XX, reduzindo os 35% de cobertura original para algo entre 2 a 5% no sec. XXI (GUERRA et al., 2002; MMA, 2005). A agricultura (lavoura e pecuária), a indústria madeireira (uso energético do carvão e madeira para múltiplos usos) e a expansão urbana vem transformando essa paisagem desde a colonização e se intensificou nos sec. XIX e XX (CARVALHO, 2011; BORTONCELO et al., 2018; NODARI et al., 2018).

Como consequência desse processo, os remanescentes florestais da FOM encontram-se fragmentados, isolados e degradados, ameaçando toda a biodiversidade dessa fitofisionomia (RIBEIRO et al., 2009; VIBRANS et al. 2012; 2013). Atualmente, espécies-chave, como é o caso da *Araucaria angustifolia* (bertol.) kuntze (pinheiro brasileiro) e a *Ocotea porosa* (Nees) Barroso (imbuia), encontram-se nas listas nacionais

e internacionais das espécies ameaçadas de extinção por sua vulnerabilidade genética e demográfica (MARTINELLI; MORAES, 2013; IUCN, 2013). Em um contexto de mudanças climáticas, os efeitos das transformações e fragmentação da paisagem se intensificam aumentando o grau de ameaça sobre a biodiversidade (LEIMU et al., 2010; MARCHIORO et al., 2020; TAGLIARI et al., 2021).

Com o objetivo de interromper o processo de exploração predatório e preservar a biodiversidade das florestas tropicais brasileiras, uma série de legislações e regulamentações foram elaboradas no país, especialmente a partir da década de 1960 (MOURA, 2016). Os movimentos ambientalistas nacionais ganharam força com as discussões internacionais sobre a proteção dos recursos naturais, mudanças climáticas e a conservação da biodiversidade (MOURA, 2016, GARVÃO; BAIA, 2018). Embora as legislações ambientais no Brasil tenham apresentado resultados positivos em frear o desmatamento na Mata Atlântica, não foram capazes de ampliar a cobertura florestal natural e promover a conservação pelo uso dos recursos naturais (SOS MATA ATLANTICA e INPE, 2019).

Diante desse contexto, atualmente inexistem estudos geoespaciais em macroescala, capazes de compreender, quantificar e discutir as mudanças no uso, cobertura e fragmentação da paisagem ocorridas na FOM, bem como discutir os múltiplos fatores (leis, políticas públicas e aspectos econômicos) que atuam nesse processo e suas consequências. Portanto, compreender e discutir as mudanças ocorridas na paisagem da FOM são fundamentais para evidenciar as diferenças das transformações ocorridas nessa fitofisionomia, no contexto do bioma e no cenário nacional, bem como, fundamentar mecanismos e políticas públicas de combate ao desmatamento, promover discussões e ações efetivas de restauração e identificar áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade e dessa paisagem.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar as transformações de uso, cobertura e fragmentação da paisagem na fitofisionomia da FOM entre os anos de 1985 e 2020 e os impactos das legislações ambientais nessas transformações.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Avaliar as transformações dos principais tipos de uso e cobertura do solo, entre os anos de 1985 e 2019, na FOM.

Avaliar as mudanças no nível de fragmentação da paisagem da FOM, entre os anos de 1985 e 2020.

Discutir os efeitos das políticas públicas, legislações e as mudanças no cenário político brasileiro e suas consequências para a transformação da FOM.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 TRANSFORMAÇÕES E AMEAÇAS AO BIOMA MATA ATLÂNTICA

A Mata Atlântica é um bioma brasileiro, o qual apresenta uma expressiva riqueza de espécies, sendo 4.637 ligados a fauna e mais de 20.000 espécies de plantas, além de uma mega diversidade de microrganismos (MITTERMEIER et al., 2011; ICMBio, 2018). O número elevado de espécies endêmicas presentes em seus ecossistemas, torna o bioma único e insubstituível (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2004; MARTINELLI et al., 2013; ICMBio, 2018).

O bioma “Atlântico” está localizado em toda costa do território nacional, inserido em um contexto de elevada densidade populacional, no epicentro econômico nacional que corresponde a região mais urbanizada e industrializada do país (MARTINELLI et al., 2013; JOLY et al., 2014; IBGE, 2022). Nesse sentido, além de abrigar uma das mais ricas biodiversidades do globo, a Mata Atlântica é ocupada por aproximadamente 70% da população brasileira, o que corresponde a mais de 150 milhões de pessoas atualmente (JOLY et al., 2014; IBGE, 2022).

O aumento da população nacional e mundial tem impulsionado a demanda global por alimentos e *commodities* agrícolas. Estima-se que até 2050 seja necessário dobrar a produção agropecuária para suprir as novas demandas (THOMSON, 2007; DA CUNHA, 2020). O resultado prático desse cenário será o aumento expressivo no valor desses produtos e a necessidade de mais área produtiva (DA CUNHA, 2020). Portanto, a pressão sobre os ecossistemas naturais será ainda maior.

Esse contexto de elevada pressão antrópica, associado a um modelo predatório de desenvolvimento, apresenta como consequência profundas e abruptas transformações no uso, ocupação e cobertura do solo (MITTERMEIER et al., 2011; LEITE; ROSA, 2012; MARTINELLI et al., 2013; JOLY et al., 2014). Em nome do “desenvolvimento econômico” esse processo gerou a conversão de áreas naturais, predominantemente ocupadas por florestas nativas, em áreas destinadas à agropecuária e a ocupação urbana (SOS MATA ATLANTICA e INPE, 2019; SOUZA et al., 2020).

As profundas transformações na paisagem gerada por esse processo, fez com que a Mata Atlântica se torna-se o bioma brasileiro com o maior número de espécies ameaçadas de extinção, tanto da fauna (ICMBio, 2018) como da flora (MARTINELLI et

al., 2013). Aproximadamente 30% das espécies de mamíferos encontram-se ameaçados de extinção (BROOKS et al., 2002). O bioma já perdeu mais de 80% da sua área total devido às ações antrópicas irracionais (RIBEIRO et al., 2009; MARTINELLI et al., 2013; SOS MATA ATLANTICA e INPE, 2019). Nesse sentido, a combinação de fatores como o grande número de espécies endêmicas, o elevado número de espécies ameaçadas de extinção, o alto nível de degradação do bioma e a fragilidade de seus ecossistemas, faz com que a Mata Atlântica seja considerada um dos mais importantes *hotspots* da biodiversidade no globo (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2004).

Dados do último relatório do Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais (INPE) em conjunto com o SOS Mata Atlântica (2019) demonstram que o bioma apresenta apenas 12,4% dos seus remanescentes florestais. Esses remanescentes estão distribuídos em pequenos fragmentos e isolados, dos quais 80% apresentam área menor que 50 ha (RIBEIRO et al., 2009; LIRA et al., 2012).

Nos últimos 30 anos a Mata Atlântica vem apresentando certa estabilidade em relação a sua cobertura florestal (SOS MATA ATLANTICA e INPE, 2019), contudo, o bioma vem sofrendo transformações importantes por meio de um processo de substituição das florestas antigas por vegetação nativa jovem, gerando graves consequências em relação a conservação de determinadas espécies (ROSA et al., 2021). Ribeiro et al., (2009) e Lira et al., (2012) demonstram que remanescentes florestais presentes na Mata Atlântica em sua maioria são florestas secundárias e encontram-se em estágios iniciais de sucessão. Além disso, dados do SOS Mata Atlântica e INPE, 2019 e SOUZA et al., 2020 demonstram que espacialmente os níveis de desflorestamento não são uniformes espacialmente, ou seja, determinadas regiões, estados e fitofisionomias apresentam diferenças significativas em relação ao processo de mudanças na paisagem.

3.1.1 A FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

De acordo com a Lei Nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, denominada “Lei da Mata Atlântica”, o bioma é formado por dez fitofisionomias, compostos por formações florestais e ecossistemas associados. Dentre essas fitofisionomias encontra-se a FOM, também denominada de Mata das Araucárias. A nomenclatura dessa formação florestal, de acordo com Guerra et al. (2002), deriva de uma mistura entre a floresta tropical afro-

brasileira e a temperada austro-brasileira, a qual devido a condições de elevada altitude planialtimétrica e baixa latitude formam uma fitofisionomia Neotropical única.

Presente em regiões de maior altitude e com clima subtropical, a FOM ocupava uma área de aproximadamente 200.000 km², distribuída principalmente no Sul do país (96%), nos estados do Paraná (40%), Santa Catarina (31%) Rio Grande do Sul (25%) e em manchas na região Sudeste (4%), nos estados de São Paulo (3%), Minas Gerais e Espírito Santo (1%) (KLEIN, 1960; NODARI et al., 2018).

A FOM, assim como as outras formações florestais da Mata Atlântica, também sofreu profundas transformações no uso e cobertura do solo (GUERRA et al, 2002). As transformações ocorridas na FOM apresentam diferenças expressivas em termos de momentos históricos de devastação, níveis e tipos de uso do solo que modificaram a paisagem (RIBEIRO et al., 2009; BORTONCELLO et al., 2018; MARCHIORO et al. 2020).

O intenso processo de exploração predatório, reduziu os 35% de cobertura vegetal da FOM que recobria o Sul do país no início do século, para algo entre 2 a 5% no final do sec. XX (GUERRA et al, 2002; MMA, 2005). Esse período coincide com o avanço expressivo da industrialização no Sul do Brasil (GUNN; CORREIA, 2005).

Esse contexto fez com que a Floresta de Araucárias, assim como a Mata Atlântica, apresente poucos remanescentes florestais nativos, os quais em sua maioria encontram-se fragmentados, isolados, com tamanhos reduzidos e em estágios iniciais e médios de sucessão (GUERRA et al., 2002; RIBEIRO et al. 2009; VIBRANS et al., 2013; SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2019). Vibrans et al. (2013) ressaltam que mesmo aqueles fragmentos em estágios mais avançados de regeneração, aparentemente mais conservados, apresentam em sua maioria algum grau de degradação antrópica.

No estado de Santa Catarina, o domínio dessa fitofisionomia compreende 42,5% do território estadual (MEDEIROS, 2006). O estado catarinense é considerado um dos mais restritivos em termos legais (ANDREACCI; MARENZI, 2017), no entanto, mais de 95% da sua cobertura florestal é formado por florestas secundárias, em sua maioria degradada pela presença de gado, agricultura e corte seletivo de espécies florestais (VIBRANS et al., 2012; SEVEGNANI et al., 2013).

As mudanças de uso e cobertura do solo, especialmente para cobertura florestal natural, tem apresentado diferenças expressivas nos últimos 30 anos entre o contexto

nacional, do bioma Mata Atlântica e da fitofisionomia da FOM (MARCHIORO et al., 2020; SOUZA et al., 2020). Além disso, a composição e os impactos dos diferentes tipos de uso e cobertura do solo também apresentam diferenças nos dois contextos.

A falta de estudos no contexto da FOM sobre as transformações da paisagem, mudanças no uso e cobertura do solo e sobre os impactos dos diferentes tipos de uso e cobertura sobre a cobertura florestal natural, dificultam compreender as transformações dessa fitofisionomia. Além disso, ao avaliar apenas as mudanças e transformações ocorridas no bioma Mata Atlântica, desconsiderando as particularidades de cada formação, informações importantes podem estar sendo desconsideradas para os diferentes contextos das fitofisionomias que compõem o bioma Mata Atlântica.

3.1.2 Os motores de transformação da Floresta Ombrófila Mista

Inúmeras evidências tem demonstrado que a floresta natural (assim classificada pelo MapBiomias) da FOM, se trata na verdade de uma paisagem cultural, construída por grupos indígenas pré-colombianos (BITENCOURT; KRAUSPENHAR, 2006; IRIARTE; BEHLING, 2007; REIS et al., 2014; LAUTEJUNG et al., 2018). Embora esses grupos indígenas fizessem o uso madeireiro e não madeireiro dessa floresta, em especial da espécie *A. angustifolia*, como alimentação, construções e diferentes manifestações culturais, é somente a partir da chegada dos povos europeus que o modelo de exploração predatório começa a ser implementado nessa paisagem (GUERRA et al., 2002; REIS et al., 2014).

Esse modelo de exploração predatório caracterizado por uma percepção econômica e utilitarista da natureza teve como principais motores de transformação da paisagem a agricultura (lavoura e pecuária), a indústria madeireira (uso energético do carvão e madeira para seus múltiplos usos) e a expansão urbana (CARVALHO, 2011; NODARI et al., 2018). Embora tenham atuado em conjunto, os efeitos gerados por esses motores de transformação na paisagem tiveram diferentes níveis de importância nos distintos momentos históricos (NODARI et al., 2018).

Os primeiros impactos gerados pelos europeus sobre a floresta de araucárias datam do sec. XVI com a introdução do gado bovino nos campos do Sul do Brasil (CROSBY, 1993; BRANDT, 2018). A presença de uma espécie exótica com alto potencial de impacto sobre vegetação gerou danos expressivos na paisagem, uma vez que

a herbivoria, o pisoteio e a introdução de um banco de sementes exótico trazido do continente europeu pelo gado modificou a paisagem da FOM (CROSBY, 1993). Além disso, os impactos gerados pelo próprio animal, a destruição da floresta por meio do uso do fogo com objetivo de dar origem a novas pastagens, causaram ainda mais destruição das florestas (CARVALHO, 2011; BRANDT, 2018; NODARI et al., 2018). Os danos gerados pela pecuária foram se intensificando nos séculos seguintes com o aumento no número de animais (BRANDT, 2018).

A indústria madeireira até o início meados do sec. XIX destinava-se quase que exclusivamente a construção local, somente a partir do início do sec. XX a exploração para o mercado externo e outras regiões do país começou a ocorrer de maneira expressiva (CARVALHO; NODARI, 2008; CARVALHO, 2011; NODARI et al., 2018). A partir do século XIX o aumento da concentração urbana e a expansão das estradas ferro, especialmente no estado do Paraná, provocaram o aumento da fronteira agrícola e madeireira na FOM (GUNN; CORREIA, 2005). Assim, a agricultura, e principalmente, a indústria madeireira começaram a apresentar maior importância no processo de devastação da floresta (CARVALHO; NODARI, 2008; CARVALHO, 2011; NODARI et al., 2018).

No início do sec. XX o processo de expansão da indústria madeireira ganha relevância, de modo que a araucária, principal espécie explorada na FOM, torna-se um dos produtos de exportação mais relevantes do país (CARVALHO; NODARI, 2008). Esse momento coincide com o que Gunn e Correia (2005) caracterizam como o avanço do processo de industrialização no sul do Brasil.

É também no início do sec. XX que o processo de concessões governamentais do estado brasileiro para a construção de ferrovias no sul do Brasil ganhou importância. O objetivo do governo brasileiro era levar o desenvolvimento para essas regiões menos habitadas e assegurar a proteção das fronteiras com a Argentina e o Paraguai. Um exemplo emblemático dessas concessões foi realizada à empresa madeireira norte americana *Southern Brazil Lumber and Colonization Company*, que se instalou na região por volta de 1910. O governo brasileiro concedeu a empresa uma faixa de 15 km de cada lado da ferrovia para a exploração madeireira, o que gerou inúmeras revoltas e culminou na guerra do contestado (CARVALHO; NODARI, 2008; CARVALHO, 2011; NODARI et al., 2018).

Esse modelo de exploração predatório teve seu auge na primeira metade do sec. XX, mas foi sendo substituído a partir da década de 1960 quando surgiram leis de combate ao desmatamento (CABRAL; CESCO, 2008). A década de 1960 também é caracterizada pelos incentivos fiscais que impulsionaram a prática do plantio de reflorestamentos no Brasil (HORA, 2015) e, promoveram a substituição das florestas nativas pelas florestas de espécies exóticas de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp..

Até meados do século XX os impactos gerados pela indústria madeireira mais significativo sobre a biodiversidade ocorria sobre as espécies com uso madeireiro, mas ainda resguardava parte importante da biodiversidade da FOM, porém a partir do plantio dos reflorestamentos, iniciou o processo de substituição da floresta nativa em monoculturas de espécies exóticas. O processo de exploração predatório proporcionado pela indústria madeireira se tornou ainda mais devastador a partir da década de 50 e 60 (BORTONCELO et al., 2018; NODARI et al., 2018).

A indústria madeireira também foi um fator importante para impulsionar o desenvolvimento da agricultura e a expansão urbana na região, especialmente por promover aumento no número de fábricas (indústrias) nas cidades que conseqüentemente proporcionou o aumento significativo da população urbana durante o sec. XX (GUNN; CORREIA, 2005). O aumento da concentração urbana aumentou a demanda por alimentos, associado a isso, a modernização dos meios de transporte e o aumento no preço das *commodities* contribuíram ainda mais para a expansão das lavouras na região durante o sec. XX.

Marchioro et al. (2020) avaliaram os impactos das mudanças climáticas sobre a FOM e demonstraram que atualmente (1985 – 2018) a agricultura apresenta a maior importância no processo de transformação da paisagem, uma vez que a maior parte do território da FOM encontra-se destinado a esse uso da terra. Os autores também demonstraram um crescimento expressivo das florestas plantadas no período avaliado.

Embora seja possível compreender a importância de cada um desses motores de transformação do espaço na Floresta de Araucárias, quantificar os impactos gerados na paisagem ainda é um desafio. Os poucos trabalhos sobre uso e cobertura do solo no contexto dessa fitofisionomia em sua maioria apresentam escala reduzida e poucos trabalhos fazem análises mais profundas para compreender esse processo de transformação. A ausência de estudos sobre as mudanças de uso e cobertura do solo

dificultam compreender, quantificar e discutir como esses motores de transformação tem atuado nas mudanças recentes sobre a cobertura florestal natural dessa formação florestal. Portanto, são necessários estudos geoespaciais que avaliem e comparem as transformações ocorridas na FOM de modo a proporcionar maior compreensão sobre os motores de transformação do espaço e sua atuação na paisagem.

Nesse sentido, projetos como o MapBiomas (mapbiomas.org), capazes de contribuir com informações sobre as mudanças de uso e cobertura do solo em todo o território nacional, são essenciais por possibilitar avaliações confiáveis, objetivas e quantitativas das transformações que ocorrem tanto na Mata Atlântica como também possibilita o estudo na Floresta de Araucária.

3.1.3 O projeto MapBiomas

O projeto MapBiomas foi criado em 2015 pelo Observatório do Clima (oc.eco.br) com o objetivo de obter dados confiáveis sobre o uso e cobertura do solo, contribuir para a conservação dos ecossistemas e combater as mudanças climáticas. O MapBiomas gera mapas anuais de uso e cobertura do solo, com dados legados de 1985. Os dados gerados pelo projeto são disponibilizados gratuitamente em suas plataformas digitais (MAPBIOMAS, 2022). O MapBiomas conta com uma equipe multidisciplinar com especialistas nos biomas, usos da terra, sensoriamento remoto, sistema de informação geográfica (SIG) e ciência da computação, e é um projeto multi-institucional, com a participação de organizações não governamentais (ONGs), universidades e empresas de tecnologia (SOUZA et al., 2020; MAPBIOMAS, 2022).

Os mapas (*rasters*) de uso e cobertura do solo são confeccionados pelo MapBiomas a partir de imagens dos satélites Landsat, que apresentam resolução espacial de 30 m. As imagens Landsat são extraídas da plataforma do Google Earth Engine (earthengine.google.com). Os mapas de uso e cobertura são gerados anualmente por meio de um processo de classificação automática (*machine learning*), em nuvem, integrada a plataforma do Google Earth Engine (SOUZA et al., 2020; MAPBIOMAS, 2022).

As avaliações e classificações de uso e cobertura do solo são realizadas *pixel a pixel*. Para determinar o comportamento de cada *pixel* são utilizadas mais de 105 métricas ou camadas de informações. O método de classificação automática treinada e utilizada pela *machine learning* é o *random forest*. Para aumentar a robustez e consistência dos

dados, filtros espaciais e temporais eliminam efeitos de *pixels* isolados e de borda por meio de regras de vizinhança, além disso, esses filtros reduzem inconsistências temporais como mudanças abruptas no uso e cobertura do solo (SOUZA et al., 2020; MAPBIOMAS, 2022).

As estimativas de acurácia para os mapas de uso e cobertura do solo (nível II) para o bioma da Mata Atlântica demonstraram que a acurácia geral, que revela a proporção de acerto global dos classificadores, foi de 87,4%. A discordância de alocação que revela os erros da distribuição espacial dos *pixels* foi de 9,3%. Já a discordância de área que demonstra o erro da quantidade de área atribuída incorretamente a uma determinada classe foi de 3,3% (MAPBIOMAS, 2022).

Os dados gerados e fornecidos pelo projeto MapBiomias apresentam informações robustas e confiáveis e podem ser utilizados para compreender o processo de transformação da paisagem na FOM. As novas informações geradas por meio do MapBiomias ajudam a explicar e comparar como os motores de transformação do espaço vem atuando nos últimos 35 anos nas modificações dessa paisagem cada vez mais antropizada.

3.2 IMPACTOS DO PROCESSO DE TRANSFORMAÇÃO DA PAISAGEM

As principais consequências desse processo de antropização da paisagem é a redução e a degradação da cobertura florestal natural, ambos afetam diretamente a disponibilidade e a qualidade do habitat (FAHRIG, 2003; ROSOT, 2021). Na paisagem esse processo se traduz na fragmentação e isolamento dos remanescentes florestais, gerando graves consequências para a biodiversidade (FAHRIG, 2003; HADDAD et al., 2015) e resultando em perdas de funções chaves nos ecossistemas (ZAMBRANO et al., 2019).

O aumento da fragmentação dos remanescentes de florestas nativas inseridas em uma matriz cada vez mais antropizada, proporciona a degradação desses remanescentes, uma vez que os efeitos de borda proporcionada pela matriz são capazes de alterar significativamente as condições microclimáticas dentro dos fragmentos de floresta como a temperatura, umidade e luminosidade (JHA et al., 2005; HADDAD et al., 2015).

Além disso, uma paisagem com elevado nível de fragmentação, dificulta, ou até mesmo é capaz de interromper o fluxo gênico de determinadas espécies (YOUNG et al., 1996). Nesse sentido, ao comprometer a troca gamética entre as populações, promove a

endogamia, causando impactos deletérios sobre a diversidade genética, reduzindo a capacidade de resiliência das populações (YOUNG et al., 1996; VRANCKX et al., 2012).

Os efeitos da fragmentação parecem impactar negativamente a maioria das espécies vegetais, porém esses impactos não são homogêneos (VIBRANS et al. 2012; 2013; BERGER-TAL et al., 2019). O nível do dano gerado irá depender de uma série de características fisiológicas, ecológicas e reprodutivas de cada espécie vegetal (XIAO, et al., 2016). Nesse sentido, espécies de estágios mais avançados de sucessão, como as espécies clímax, e com maior dependência nas relações interespecíficas para reprodução e dispersão tendem a ser mais vulneráveis a esse processo (VIBRANS et al. 2012; 2013; BERGER-TAL et al., 2019).

No outro extremo, espécies com características ecológicas pioneiras embora também sejam impactadas pela redução de habitat e de suas populações, podem em alguns casos ser beneficiadas por esse processo de antropização e fragmentação da paisagem (VIBRANS et al. 2012; 2013; CHANG; TURNER, 2019). A fragmentação e conseqüentemente a degradação, ao favorecer a entrada de luminosidade e o aumento da flutuação climática, promove o aumento no número de indivíduos dessas espécies, que tendem a ter maior capacidade de resiliência nesses contextos (HADDAD et al., 2015; CHANG; TURNER, 2019). Em alguns casos, a fragmentação da paisagem pode ainda beneficiar o fluxo gênico entre populações de determinadas espécies (YOUNG et al., 1996).

O processo de redução e fragmentação do habitat tornam as espécies ainda mais vulneráveis em um contexto de mudanças climáticas (LEIMU et al., 2010). Vários estudos têm demonstrado que as mudanças no clima podem diminuir significativamente o habitat da vegetação nativa, bem como impactar sobre a atuação de predadores, polinizadores e dispersores (XIAO, et al., 2016; BERGER-TAL; SALTZ, 2019). Nesse sentido, as mudanças climáticas atuando em conjunto com a redução, degradação e fragmentação do habitat, restringem ainda mais o habitat e dificultam a dispersão e mobilidade das espécies (LEIMU et al., 2010).

O desequilíbrio ambiental gerado por esse processo de antropização da paisagem pode comprometer as próprias atividades econômicas. Os ecossistemas naturais, mesmo que degradados são responsáveis pelo fornecimento de serviços ecossistêmicos de provisão, regulação e suporte como o fornecimento de água, polinização, controle de

doenças e absorção dos gases do efeito estufa (MEA, 2003; ANDRADE; ROMEIRO, 2009; DA CUNHA et al. 2020). Nesse sentido, quanto mais degradado o ecossistema menos serviços ecossistêmicos a natureza será capaz de prestar e conseqüentemente maior será o impacto sobre as atividades econômicas.

Nesse contexto, estudos capazes de revelar espacialmente e quantificar os o processo de redução e fragmentação de habitat são essenciais para fundamentar estratégias e políticas públicas capazes de efetivamente conservar a FOM. Com isso, assegurar também as atividades econômicas e promover o desenvolvimento econômico.

3.3 IMPORTÂNCIA DAS POLÍTICAS PÚBLICAS NAS MUDANÇAS DE USO E COBERTURA DO SOLO

Atualmente parte pouco expressiva da FOM encontra-se protegida por unidades de conservação (RIBEIRO, et al. 2009; BACHA, 2020; MARCHIORO et al., 2020). A maior parte dessa fitofisionomia está localizada em propriedades rurais particulares (BACHA, 2020), portanto, esses são os principais responsáveis pela proteção e conservação dos seus remanescentes.

As políticas ambientais, especialmente as legislações, apresentam um papel fundamental na regulamentação e controle das ações da sociedade sobre os recursos naturais (SILVA et al., 2017). Nesse sentido, algumas legislações são especialmente importantes no contexto nacional, da Mata Atlântica e da Floresta de Araucárias, não apenas por estabelecer regras em relação aos usos e exploração dos recursos, mas por representarem momentos e discussões importantes realizadas pela sociedade (MOURA, 2016).

No Brasil, a primeira lei ambiental que se tem registro, foi estabelecida em 1605, quando o país ainda era colônia de Portugal. O Regimento do Pau-Brasil, como era denominada a lei, tinha por objetivo limitar a exploração do pau-brasil de modo a restringir a oferta do produto na Europa para manter os valores elevados do produto (GARVÃO; BAIA, 2018). As políticas ambientais brasileiras, de forma geral, buscaram solucionar problemas específicos, em contextos específicos, e as leis que apresentavam políticas mais amplas e efetivas apresentavam poucas medidas concretas para estabelecer as diretrizes que constavam nas leis (PASQUALETTO, 2011). Um exemplo é o código florestal de 1965 (Lei Federal 4.771/65) que tinha por objetivo a proteção de áreas frágeis,

conservar a flora nativa e estimular o uso racional dos recursos naturais, porém, nos anos subsequentes houve recordes de desmatamento (PASQUALETTO, 2011; SOSFLORESTAS, 2011; GARVÃO; BAIA, 2018).

A nível nacional duas leis ambientais são fundamentais no que tange a proteção dos recursos florestais. A primeira é o código florestal brasileiro, Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, substituído pelo Novo Código Florestal Brasileiro, Lei 12.651, de 25 de maio de 2012, que estabelece normas para a proteção da vegetação nativa, e a segunda é a Constituição Federal de 1988 que assegura as presentes e futuras gerações o direito de um meio ambiente ecologicamente equilibrado.

No contexto da Mata Atlântica, o Art. 225 da constituição federal reconhece o Bioma como sendo patrimônio nacional e sua preservação deve ser assegurada por lei. Apesar disso, é somente em 2006 por meio da lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, denominada lei da Mata Atlântica e também do decreto nº 6.660, de 21 de novembro de 2008, que um regime jurídico exclusivo para o bioma é estabelecido na legislação nacional, sendo, portanto, extremamente importante para a Mata Atlântica (SILVA et al., 2017).

Em relação à FOM, tiveram impactos expressivos sobre o uso e exploração desse recurso o decreto nº 750 de 10 de fevereiro de 1993, substituído pelo decreto 6.660 de 2008, trata sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica. Além dessa, a portaria n.º 37-n, de 03 de abril de 1992 do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), atualizada em 17 de dezembro de 2014, pelo Ministério do Meio Ambiente por meio da n.º 443 referente à “Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção”, espécies como a *A. angustifolia* está presente na lista.

É importante ressaltar que as legislações nacionais muitas vezes são reflexos de preocupações e discussões internacionais sobre a natureza, biodiversidade e os recursos naturais. Movimentos internacionais como a conferência de Estocolmo em 1972, a conferência da ECO-92 ou Rio-92, o tratado internacional da Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB) e os tratados do acordo de Paris formados durante a COP-21 em 2015 são exemplos importantes que impactaram a discussão e fundamentaram ações no contexto nacional (CALGARO et al., 2019).

Esses movimentos nacionais e internacionais ao estimular políticas públicas e estabelecer metas a serem cumpridas, impactam diretamente sobre a proteção e conservação da biodiversidade e dos remanescentes naturais (FONSECA, 2007; SILVA et al., 2017). Embora seja difícil estabelecer relações diretas entre esses movimentos e as mudanças no uso e cobertura da terra por conta das múltiplas dimensões culturais, sociais, econômicas, políticas e naturais envolvidas nesse processo é necessário buscar estabelecer parâmetros entre esses dois fatores.

Compreender a trajetória da legislação ambiental brasileira e relacionar com avaliações mais objetivas e quantitativas como as mudanças no uso e cobertura do solo e os níveis de fragmentação da paisagem, são relevantes para compreender a efetividade dessas legislações e para fundamentar novas estratégias para a manutenção dos ecossistemas naturais, em especial aquelas que estimulem a conservação da biodiversidade.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A FOM compreende as formações florestais típicas dos planaltos de altitude da região sul do país e está localizada entre as latitudes 22° 27' 00" e 29° 42' 00" S e longitudes 45° 12' 00" e 53° 48' 00". Com área de aproximadamente 168.900 km² a FOM está presente predominantemente nos estados do Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS), mas também apresenta manchas em São Paulo (SP) e Minas Gerais (MG) (BRASIL, 2006; 2008).

A seleção do recorte territorial da FOM ou mata de araucárias seguiu o domínio determinado pela lei 11.428 de 22 de dezembro de 2006, a lei da Mata Atlântica (BRASIL, 2006; 2008). Na figura 1 é apresentado o domínio territorial da FOM inserido na Mata Atlântica.

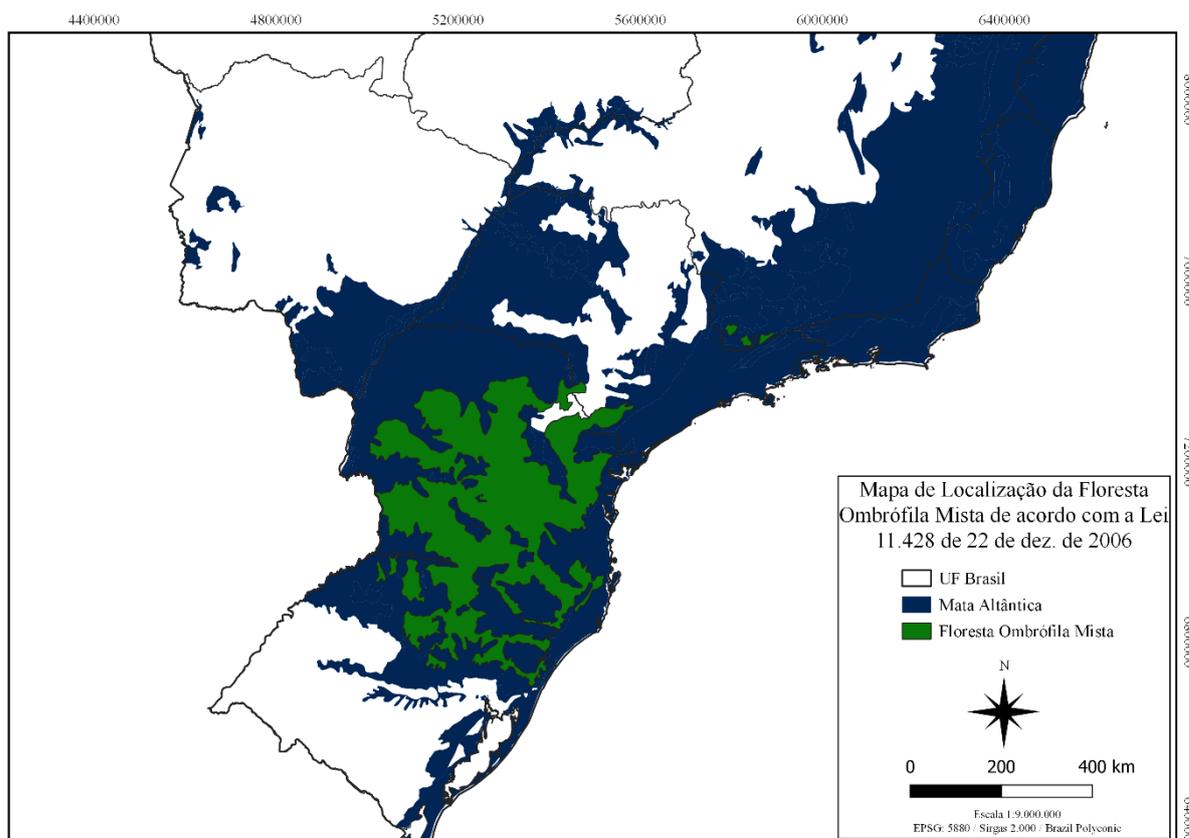


Figura 1 – Mapa do recorte espacial da Floresta Ombrófila Mista segundo a Lei 11.428 de 22 de dezembro de 2006 (lei da Mata Atlântica).

4.2 FONTE DOS DADOS

Os dados vetorizados dos estados brasileiros, do bioma da Mata Atlântica e da FOM, foram obtidos nos sites do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE - ibge.gov.br) e Ministério do Meio Ambiente (MMA - gov.br/mma).

Os dados matriciais (*raster*) foram obtidos por meio da coleção de nº 6 do projeto MapBiomas (mapbiomas.org) para todo o território nacional, dos anos de 1985 (mais antigo), 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 e 2020 (mais recente). Os dados apresentam resolução espacial de 30 x 30m.

O sistema de classificação de uso e cobertura do solo do MapBiomas segue um modelo hierárquico, compatível com a classificação da *Food and Agriculture Organization* (FAO) e IBGE (IBGE, 2013; MACDICKEN et al., 2016). Esse sistema apresenta quatro níveis de classificação (I, II, III e IV). O presente estudo avaliou apenas as classes de nível I e II, desconsiderando as demais classes.

Para o recorte espacial da FOM constam cinco classes de nível I, sendo elas: 1. Floresta, 2. Formação natural não florestal, 3. Agropecuária, 4. Área não vegetada, 5. Corpos D'água. Doze classes para o nível II: 1.1 Floresta natural, 1.2 Floresta plantada, 2.1 Formação campestre, 2.2 Afloramento rochoso, 2.3 Outras formações não florestais, 3.1 Pastagem, 3.2 Agricultura, 3.3 Mosaico de Agricultura e Pastagem, 4.1 Infraestrutura urbana, 4.2 Mineração, 4.3 Outras áreas não vegetadas, 5.1 Rio, lago e oceano (SOUZA et al., 2020; MAPBIOMAS, 2022).

4.3 PROCESSAMENTO DOS DADOS

A etapa de pré-processamento foi realizada no ambiente do *software* livre de código aberto QGIS 3.12 (qgis.org) e ainda o *plugin* de código aberto Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) (CONGEDO, 2021). Nessa etapa os mapas (*raster*) de uso e cobertura do solo foram recortados com base nas delimitações territoriais da FOM apresentados na figura 1. Posteriormente os dados foram reprojetoados e reclassificados.

4.3.1 Reprojção e Reclassificação

Por meio do *software* livre QGIS 3.12 os dados matriciais da coleção 6 do MapBioma foram reprojetoados para coordenadas planas (Brazil Polyconic, Sirgas 2000 –

EPSG: 5880) com resolução de 30 x 30m para cada *pixel*. O método de reamostragem utilizado para a reprojeção dos *pixels* no presente estudo, foi a interpolação por “vizinho mais próximo”.

Os arquivos *rasters* dos anos de 1985, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 e 2020 reprojados em coordenadas planas com resolução de 30 m foram recortados utilizando como camada os dados vetoriais do território da FOM. Em seguida os dados foram reclassificados em oito classes de usos e cobertura do solo, as quais se apresentam como as mais importantes na FOM (maiores que 0,5% do total), sendo eles Formação Florestal Natural (FF), Floresta Plantada (FP), Formação Campestre (FC), Pastagem (PA), Lavoura (LA), Mosaico de Agricultura e Pastagem (MAP), Infraestrutura Urbana (IU). Os demais usos e coberturas (menos que 0,5%) foram classificados como Não Avaliados (NA). A reclassificação dos *pixels* foi realizada no *plugin* de código aberto Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) (CONGEDO, 2021), seguindo a tabela 1. Na tabela 1 é possível visualizar a classificação de uso e cobertura do solo pelo MapBiomias, reclassificação para o presente estudo seguido de suas abreviações, o tipo de uso, ocupação ou cobertura do solo e a descrição de cada classe.

Tabela 1 – Reclassificação de Uso e Cobertura do Solo com base nos dados do MapBiomias.

MapBiomias	Reclassificação	Abreviação	Tipo	Descrição
1.1.1 Formação florestal	Formação Florestal Natural	FF	Natural	Área com cobertura florestal natural da FOM
1.2 Floresta plantada	Floresta Plantada	FP	Antrópico	Florestas monoespecíficas cultivadas, sendo composta predominantemente pelos gêneros <i>pinus</i> e <i>Eucalyptus</i>
2.1 Formação campestre	Formação Campestre	FC	Natural	Áreas de campo nativo/natural
3.1 Pastagem	Pastagem	PA	Antrópico	Campos artificiais/cultivados
3.2.1. Lavoura temporária Soja; 3.2.2 Lavoura perene	Lavoura	LAV	Antrópico	Áreas de agricultura, cultivadas de forma temporária ou perene, como Soja, Cana, Arroz, Café e Citrus.
3.3 Mosaico de agricultura e pastagem	Mosaico: Agricultura e Pastagem	MAP	Antrópico	Áreas que apresentam mosaicos de lavoura e pastagem
4.1 Infraestrutura urbana	Infraestrutura Urbana	IU	Antrópico	Áreas com edificações e construções urbanas
2.2 Afloramento rochoso; 2.3 Outras formações não florestais; 4.2 Mineração; 4.3 Outras áreas não vegetadas; 5.1 Rio, lago e oceano	Não Avaliados	NA	Misto	Demais tipos de uso e cobertura presentes na fitofisionomia da FOM

4.3.2 Avaliação das classes de uso e cobertura do solo

Utilizando o *software* livre de informação geográfica GRASS 7.8.3 (grass.osgeo.org) integrado ao QGIS 3.12, as áreas de cada classe de uso e cobertura do solo dos dados matriciais dos anos de 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 e 2020 (recortados, reclassificados e reprojitados) foram quantificados em hectares através de ferramentas de análise do próprio *software*.

4.3.3 Mudanças nas classes de uso e cobertura do solo

Por meio do *software* livre QGIS 3.12 e do *plugin* de código aberto Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) (CONGEDO, 2021), os dados matriciais dos anos de 1985 e 2020 serviram como base de dados para o processamento das informações de mudanças de uso e cobertura entre os períodos, gerando as informações de transição do período avaliado. Como resultado foi gerado um novo *raster* de saída, contendo as transformações de uso e cobertura do solo entre os anos avaliados.

4.3.4 Mudanças nos tipos de uso e cobertura do solo

Para avaliar os tipos de uso e cobertura do solo, Natural, Misto e Antrópico, as classes foram reclassificadas de acordo com cada tipo como apresentado na tabela 1. Os valores de área de cada classe, agora reclassificada, foram computados para as classes Natural, Misto e Antrópico. Assim, o processamento para quantificar e avaliar as mudanças nos tipos entre os anos de 1985 e 2020 seguiram as mesmas metodologias das avaliações das classes.

4.3.5 Fragmentação da paisagem

Com o objetivo de avaliar o número médio de fragmentos e a área média dos fragmentos por classe de uso e cobertura, foi utilizada a ferramenta LECOS - *Landscape Ecology Statistics*, um *plugin* de análise espacial desenvolvido na linguagem *python* para calcular métricas de paisagem em imagens *raster* (JUNG, 2016). Os dados matriciais dos anos de 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 e 2020 foram avaliados.

4.4 POLÍTICAS PÚBLICAS

Visando relacionar os resultados do mapeamento foi realizado um levantamento bibliográfico, consultando artigos, livros, canais de notícias, sites oficiais como MMA, IBAMA, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), diários oficiais da união e as próprias legislações a nível federal. Foram selecionadas as legislações que apresentaram alguma relação com a preservação ou conservação dos remanescentes florestais da Mata Atlântica ou da FOM. As informações levantadas foram descritas em ordem cronológica de modo a compreender as mudanças no cenário nacional e seus impactos sobre as políticas públicas e as transformações ocorridas na Mata Atlântica.

5. RESULTADOS

5.1. USO E COBERTURA DO SOLO E AS TRANSFORMAÇÕES DA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

5.1.1. Uso e cobertura do solo para os anos de 1985 a 2020

Os mapas de uso e cobertura do solo da FOM para os anos de 1985 e 2020 são apresentados nas figuras 2A e 2B respectivamente. Os valores de área em hectare (ha) e percentual total das classes de uso e cobertura avaliadas, são apresentados nos apêndices I e II. Para o ano de 1985 as classes de maior expressão eram FF (42,4%), MAP (18,7%), LAV (18,6%), PA (15%) e FP (2,4%). Em 2020, embora tenha apresentado uma redução significativa, FF se manteve como a cobertura de maior expressão 37,6%, seguido por LAV (25,5%), MAP (17,0%), FP (9,0%) e PA (7,7%), sendo nesses últimos dois casos, com mudança no ranking de % de cobertura. IU apresentava 0,7% da área total em 1985 e apresenta 1,3% para o ano de 2020.

Os mapas da FOM com base nos tipos de uso e cobertura do solo (natural, misto e antrópico) para os anos de 1985 e 2020 são apresentados nas figuras 3A e 3B. No ano de 1985, aproximadamente 44,0% da área total era classificada como área natural, 0,6% misto e 55,4% antrópico como demonstrado no gráfico de áreas na figura 4. Em 2020 a cobertura natural diminuiu para 38,8% da área total e classificados como misto e antrópico 0,8 e 60,4% respectivamente, como demonstrado no gráfico de áreas na figura 4. Em relação ao ano de 1985 houve uma redução de 11,9% da cobertura natural e um aumento de 9,1% para o uso antrópico.

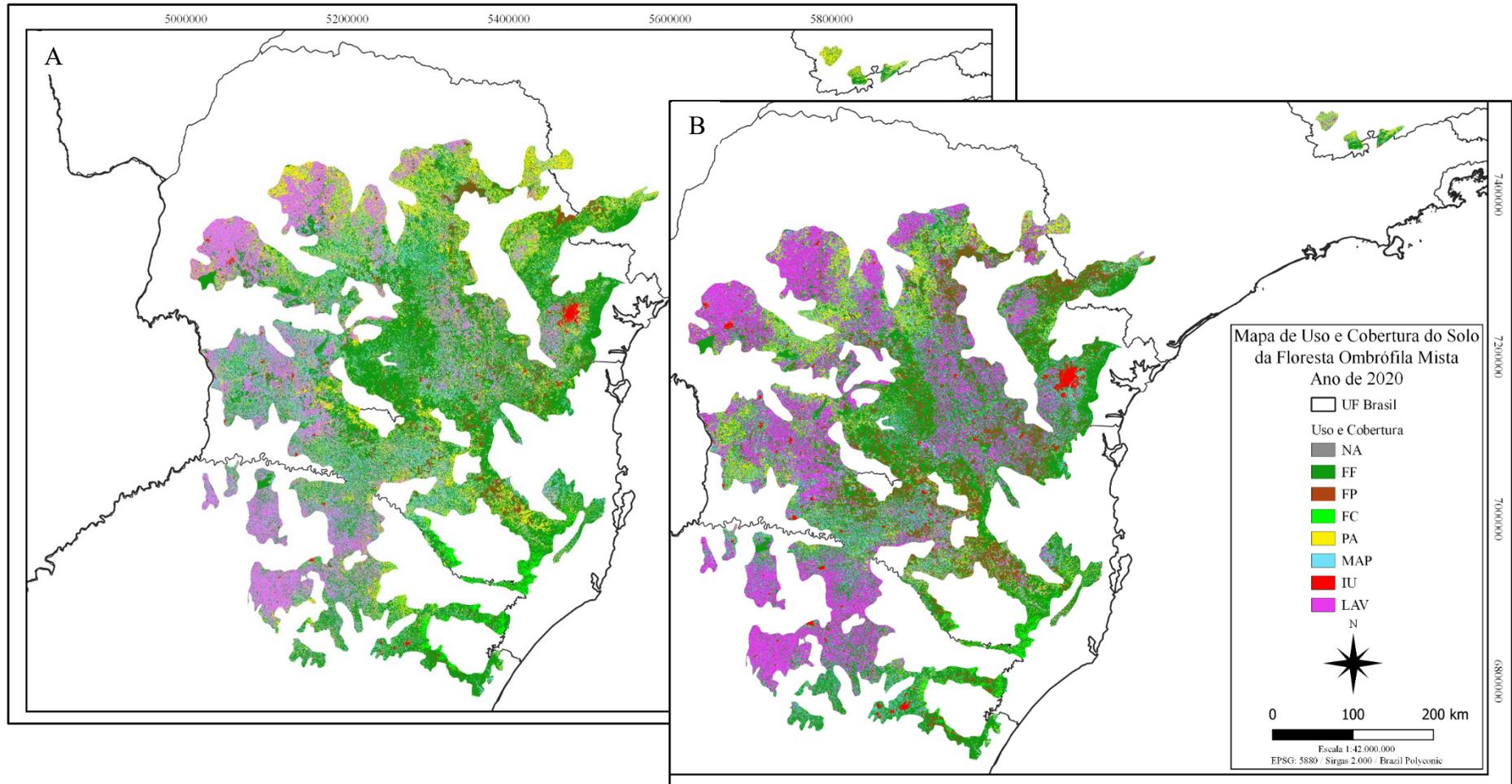


Figura 2 – Mapa de Uso e Cobertura do Solo para a fitofisionomia da Floresta Ombrófila Mista do ano de 1985 (A) e 2020 (B). Legenda: NA: Não avaliado; FF: Formação florestal natural; FP: Floresta plantada; FC: Formação campestre; PA: Pastagem; MAP: Mosaico de agricultura e pastagem; IU: Infraestrutura urbana; LAV: Lavoura.

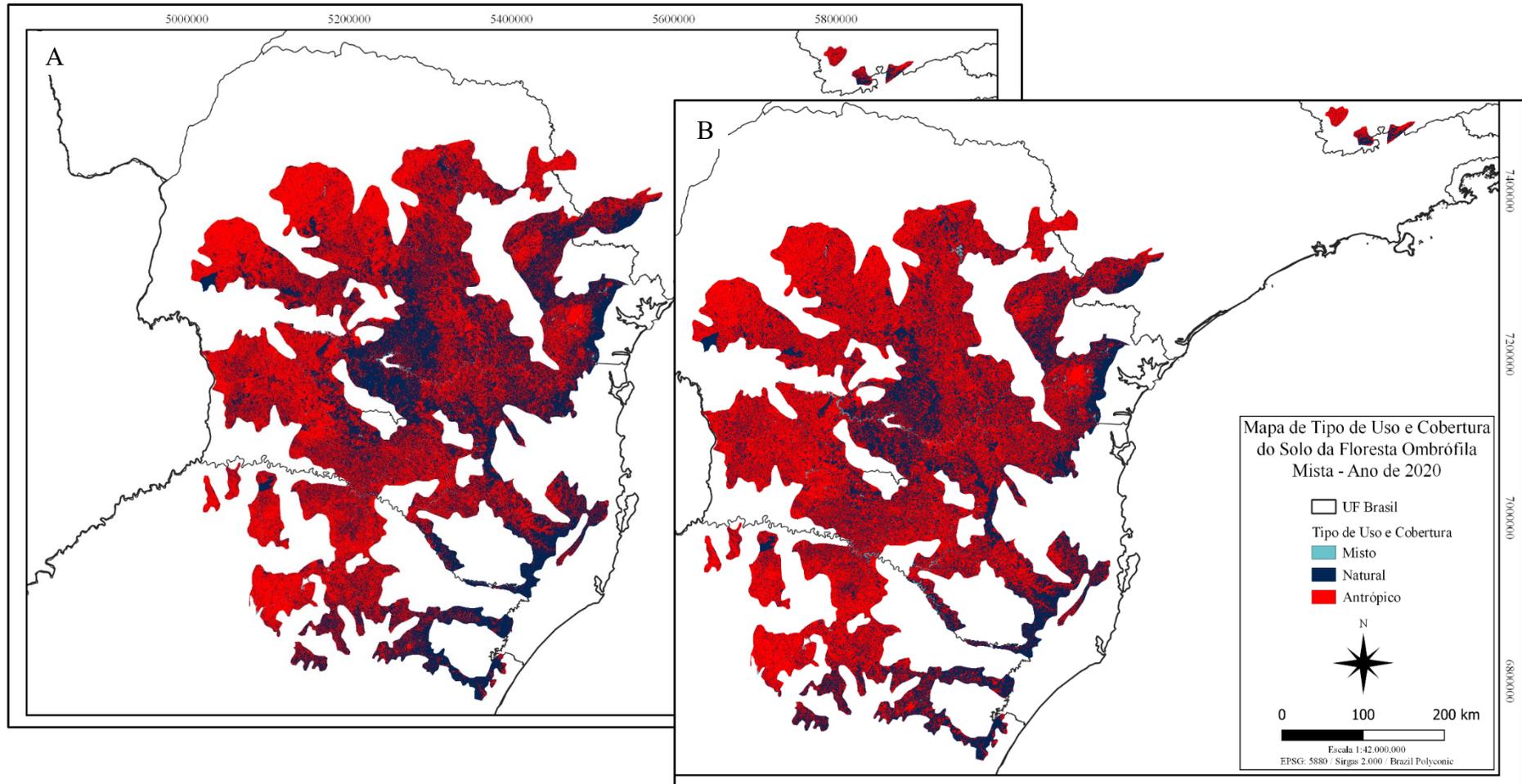


Figura 3 – Mapa dos tipos de Uso e Cobertura do Solo para a fitofisionomia da Floresta Ombrófila Mista do ano de 1985 (A) e 2020 (B).

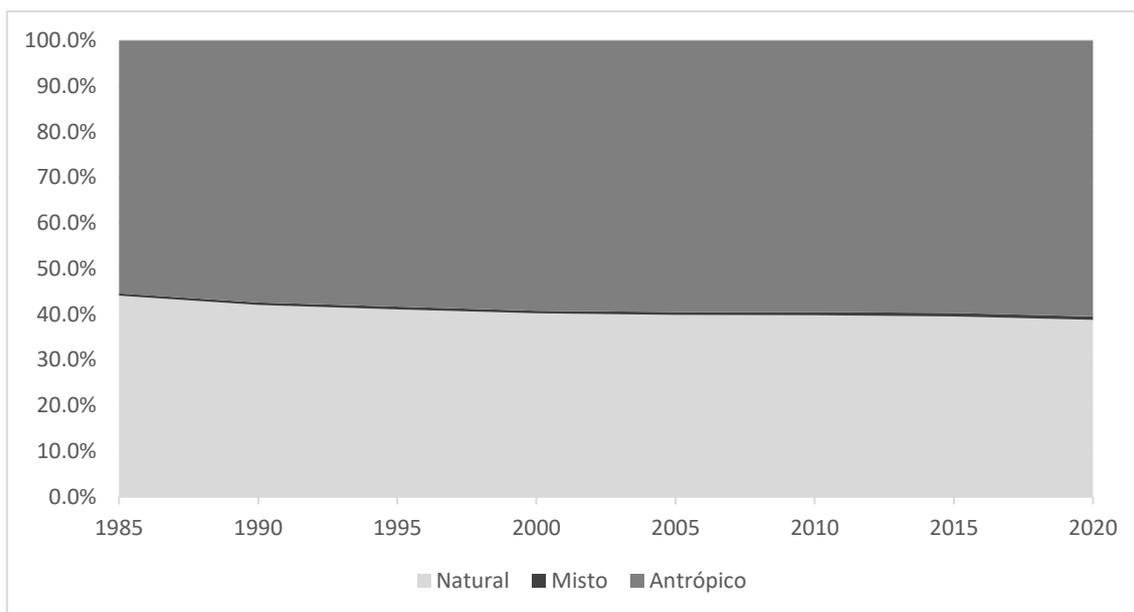


Figura 4 – Gráfico de área dos tipos de uso e cobertura do solo para a Floresta Ombrófila Mista entre os anos de 1985 e 2020.

5.1.2. Transformações no uso e cobertura do solo entre os anos de 1985 a 2020.

Entre os anos avaliados a FOM teve 41,2 % de sua área total com algum tipo de mudança no uso e cobertura do solo, como é possível visualizar na figura 7. De toda a área sem alteração (58,8%), mais da metade (52%) pertencem a classe FF. As áreas com mudanças por cada classe podem ser visualizadas no mapa na figura 8.

Com exceção de PA e MAP, todos os usos e cobertura do solo associado a atividades antrópicas apresentaram um aumento elevado em detrimento da cobertura natural, especialmente sobre as áreas de FF. O gráfico na figura 5 é possível perceber o aumento, redução e o saldo em % das mudanças por classe em relação ao ano base (1985). As classes que tiveram o incremento maior foram FP com 274,4%, IU (81,0%) e LAV (36,9%) como demonstrado no gráfico na figura 5. As classes que apresentaram maior diminuição em área total, ou seja, perderam espaço para outros usos e cobertura, foram PA (-48,6%), FC (-25,2%) e FF (-11,4%).

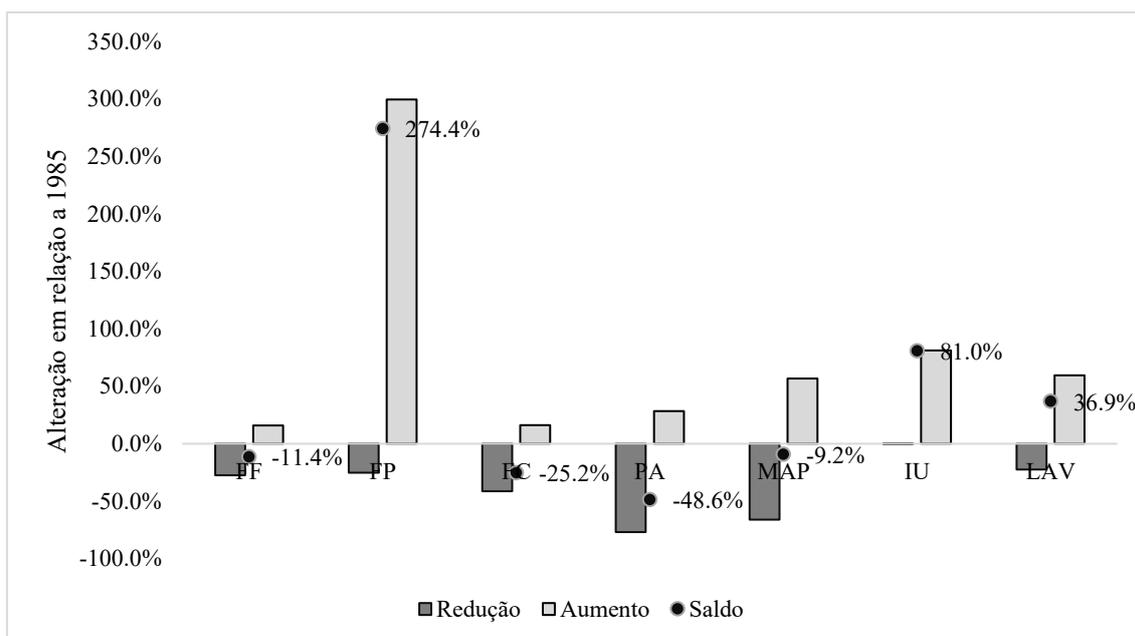


Figura 5 – Gráfico de mudanças (aumento, redução e saldo) de uso e cobertura do solo entre os anos de 1985 e 2019. Valores de % em relação a 1985 (ano base). FF: Formação florestal natural; FP: Floresta plantada; FC: Formação campestre; PA: Pastagem; MAP: Mosaico de agricultura e pastagem; IU: Infraestrutura urbana; LAV: Lavoura.

Como demonstrado no apêndice II, embora as mudanças de uso e cobertura do solo sigam uma tendência geral, de aumento das classes antrópicas, as mesmas apresentaram variações ao longo do tempo. Nesse sentido, a classe FP, embora tenha seguido uma tendência de aumento de aproximadamente 8% ao ano em relação ao ano base, entre os anos de 2005 e 2015 esse aumento foi de 14,6%. No caso de PA houve a maior redução de sua área entre os anos 2000 e 2010, sendo, nesse período, mais de 26% em relação ao ano base.

Embora com tendência geral de redução de área, entre os anos de 1995 e 2005 MAP apresentou um aumento de quase 30% de sua área em relação a 1985. Nesse mesmo período LAV que apresenta uma tendência geral de aumento de área apresentou uma redução de mais de 15%. IU embora tenha apresentado um aumento expressivo de área no período avaliado, vem reduzindo o aumento de área nos últimos anos, saindo de 22% entre 1985 e 1990 para 5,6% entre 2015 a 2020.

O diagrama de Sankey apresentado na figura 6 evidencia que FP, LAV e MAP foram os principais tipos de uso responsáveis pela substituição de FP. MAP foi o principal tipo de uso responsável pela recomposição da cobertura florestal. O diagrama também demonstra o aumento significativo dos usos LAV e FP em detrimento dos demais tipos de uso e cobertura do solo.

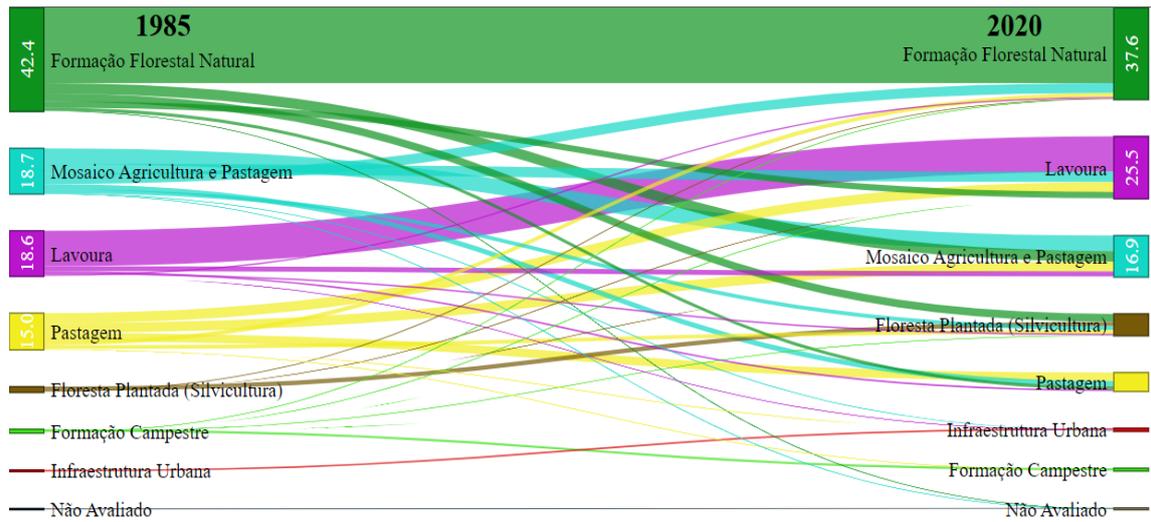


Figura 6 – Diagrama de Sankey para as mudanças no uso e cobertura da terra entre os anos de 1985 e 2020 para a Floresta Ombrófila Mista.

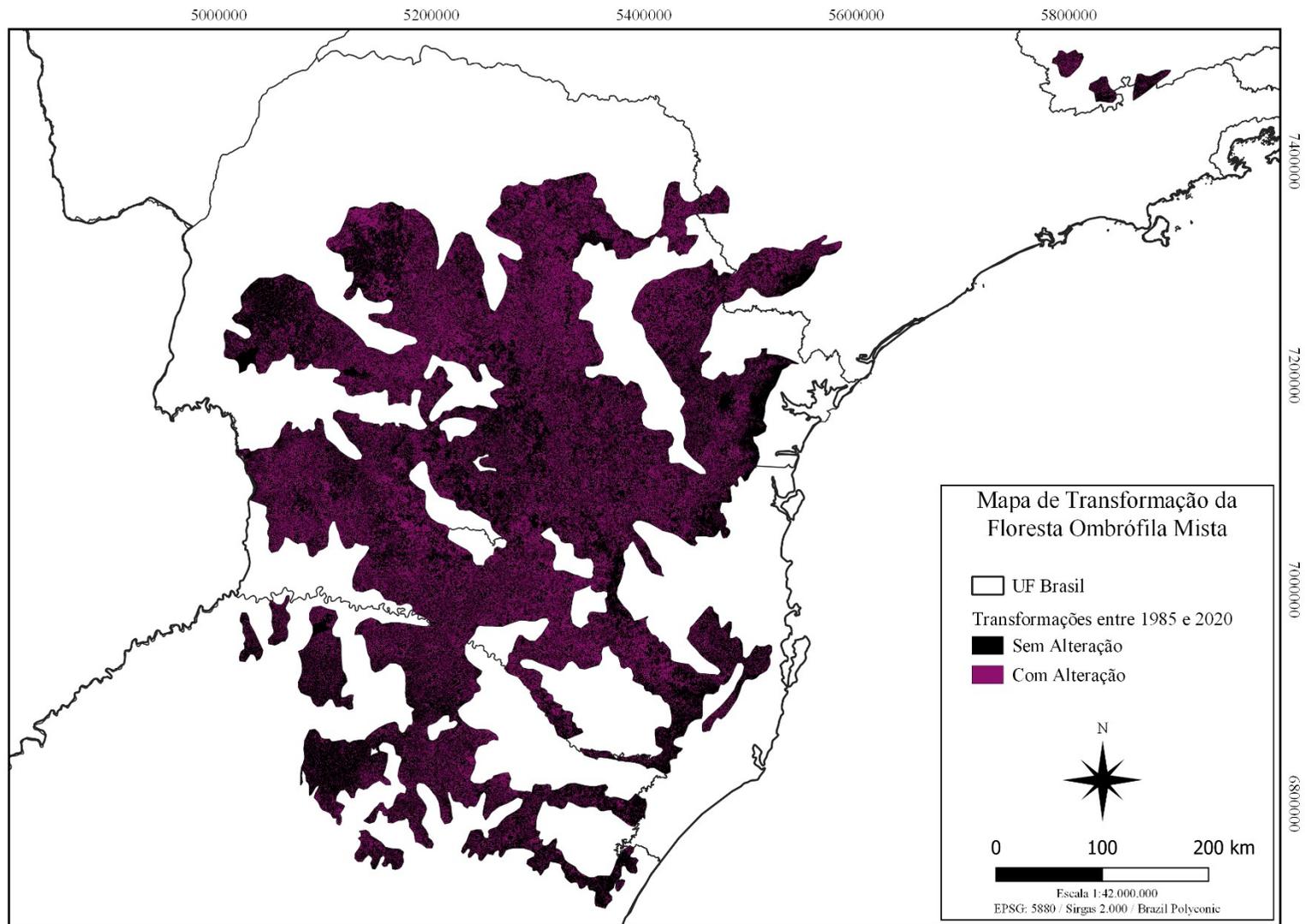


Figura 7 – Mapa de transformação com as áreas com e sem alteração de uso e cobertura do solo entre os anos de 1985 e 2020.

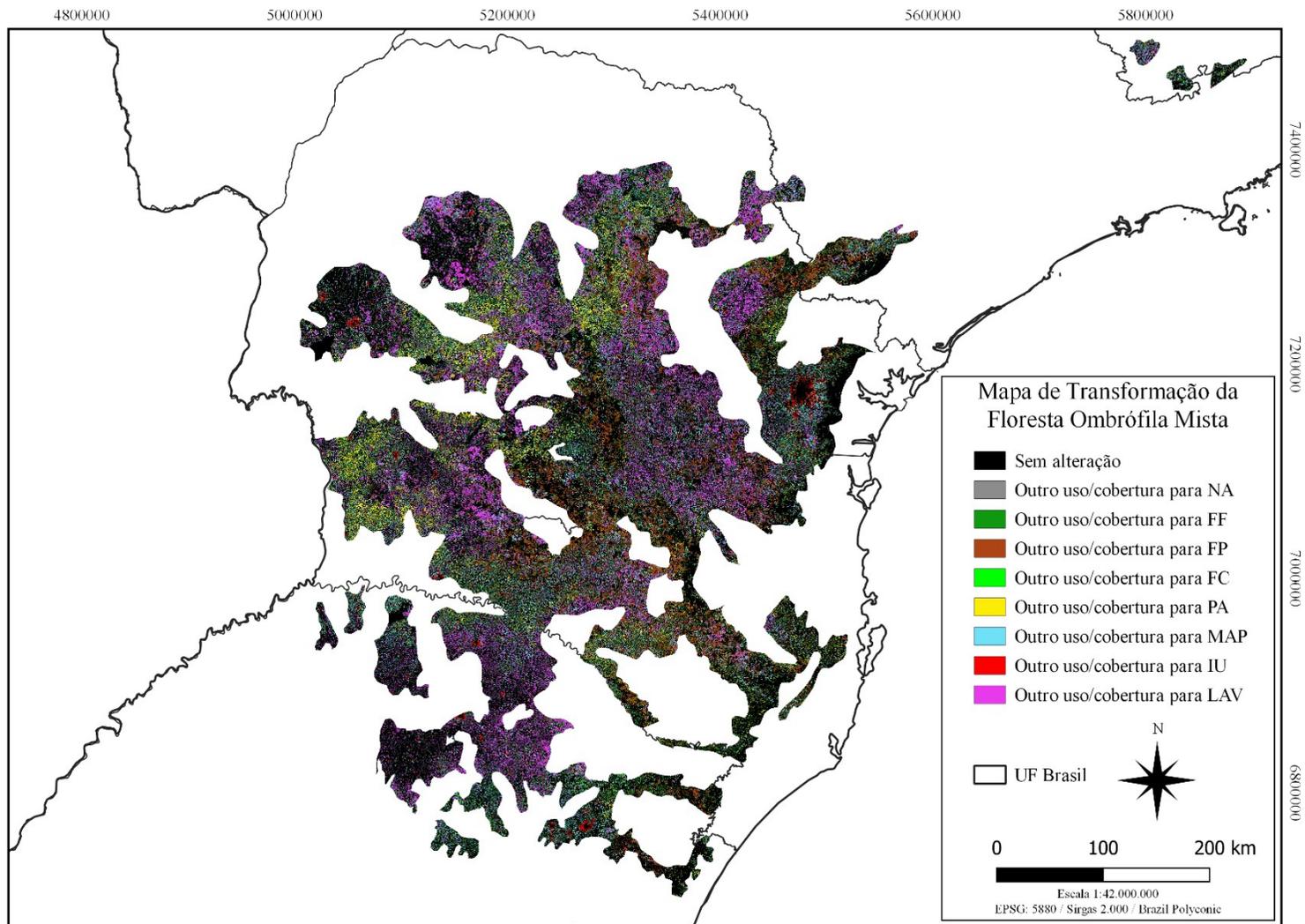


Figura 8 – Mapa de transformação por classe de uso e cobertura do solo para a Floresta Ombrófila Mista. FF: Formação florestal natural; FP: Floresta plantada; FC: Formação campestre; PA: Pastagem; MAP: Mosaico de agricultura e pastagem; IU: Infraestrutura urbana; LAV: Lavoura; NA: Não Avaliado.

5.1.2.1. Transformações de FF na Floresta Ombrófila Mista

Como demonstrado nas figuras 6 e 9 e com os dados no apêndice I, os usos antrópicos que mais contribuíram para a conversão das florestas nativas em outras classes de uso e cobertura foram MAP, FP e LAV, correspondendo a 36,8%, 27,5% e 21,8% respectivamente, do total de redução de área de FF. Embora seja a classe que ocasionou a maior redução das áreas de FF, MAP também foi a classe que mais foi transformada em FF, correspondendo a quase de 60% da área de aumento de FF. Nesse sentido, contabilizando aumento e redução sobre as classes, FP foi a classe que mais gerou mudança sobre FF, seguido de LAV e MAP.

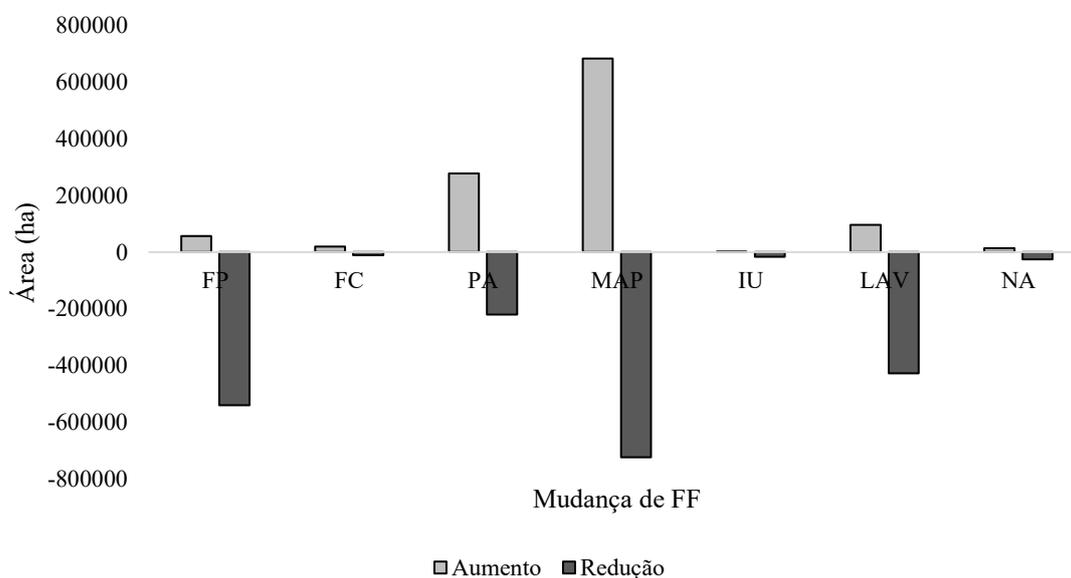


Figura 9 – Gráfico de aumento e redução de área de FF por classe de uso e cobertura. NA: Não avaliado; FF: Formação florestal natural; FP: Floresta plantada; FC: Formação campestre; PA: Pastagem; MAP: Mosaico de agricultura e pastagem; IU: Infraestrutura urbana; LAV: Lavoura.

O predomínio de redução de área demonstrado nas figuras 6, 9 e 10 para FF são demonstradas espacialmente no mapa da figura 11. Da área total de FF em 1985, pouco mais de 72% permaneceram na classe de FF. Na figura 12 é possível visualizar as áreas de FF que se mantiveram nessa classe.

No que tange as transformações de FF ao longo do tempo, as avaliações de mudança da classe FF no intervalo de cinco em cinco anos permitiram visualizar, como tendência geral, uma redução significativa nos níveis de conversão de FF para outro tipo de uso e cobertura do solo. No entanto, como demonstrado na figura 10, entre 1985 a 1990 houve o maior nível de redução, representando mais de 4% da redução total. No

último período avaliado (2015 a 2020) o nível de redução está em aproximadamente 1,6%.

Embora a tendência geral permita observar uma redução nos níveis de conversão com o passar do tempo, é importante compreender que essa redução foi expressiva até o intervalo de 2005 a 2010, sendo zerada as mudanças de FF nesse período, porém as transformações de FF em outros tipos de uso antrópico voltaram a subir nos anos posteriores, atingindo níveis próximos aos anos de 1995 a 2000 como pode ser observado no gráfico na figura 10.

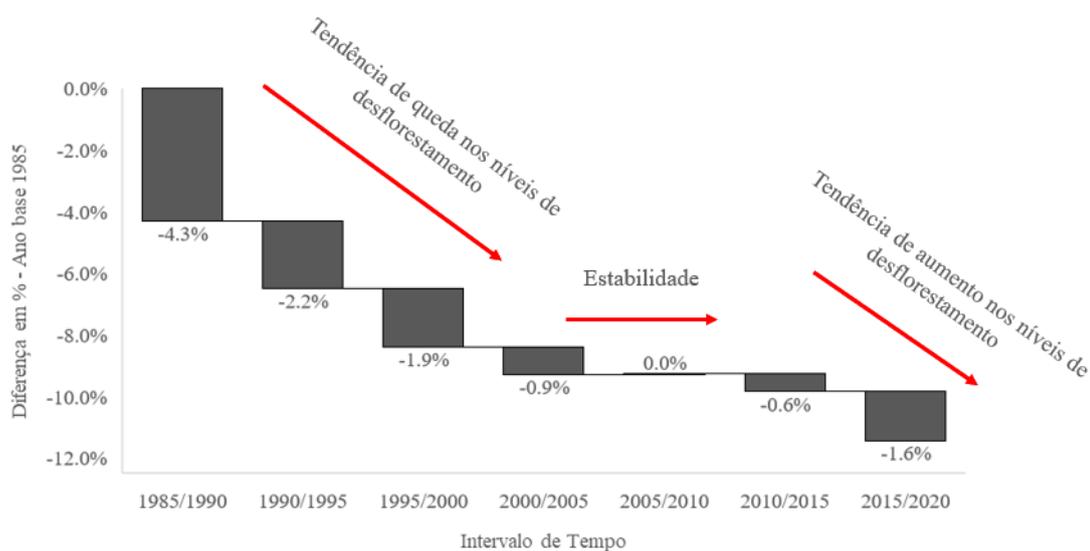


Figura 10 – Gráfico de mudança em % da área de FF em relação ao ano base (1985).

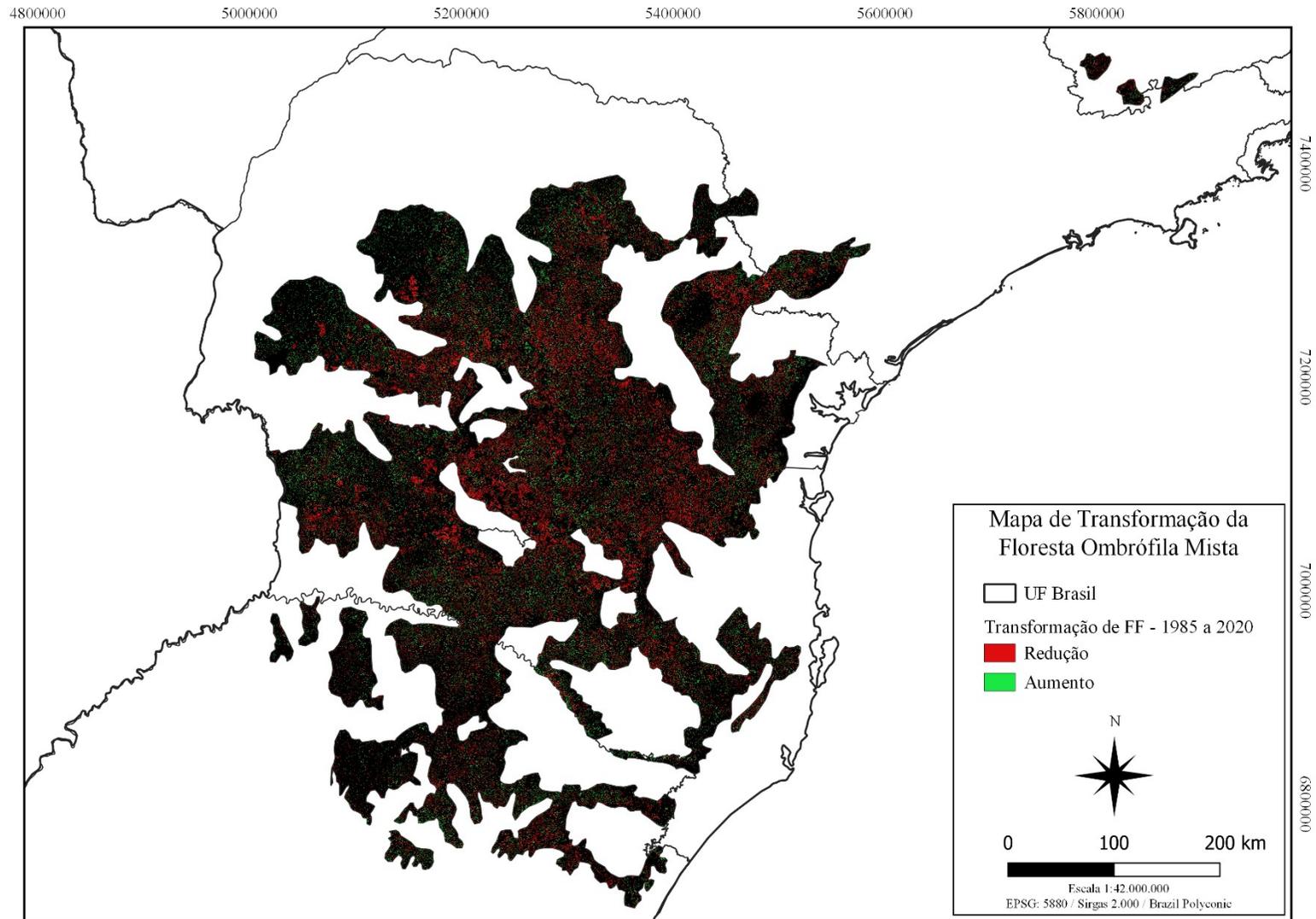


Figura 11 – Mapa de transformação de FF com áreas de aumento e redução entre os anos de 1985 e 2020.

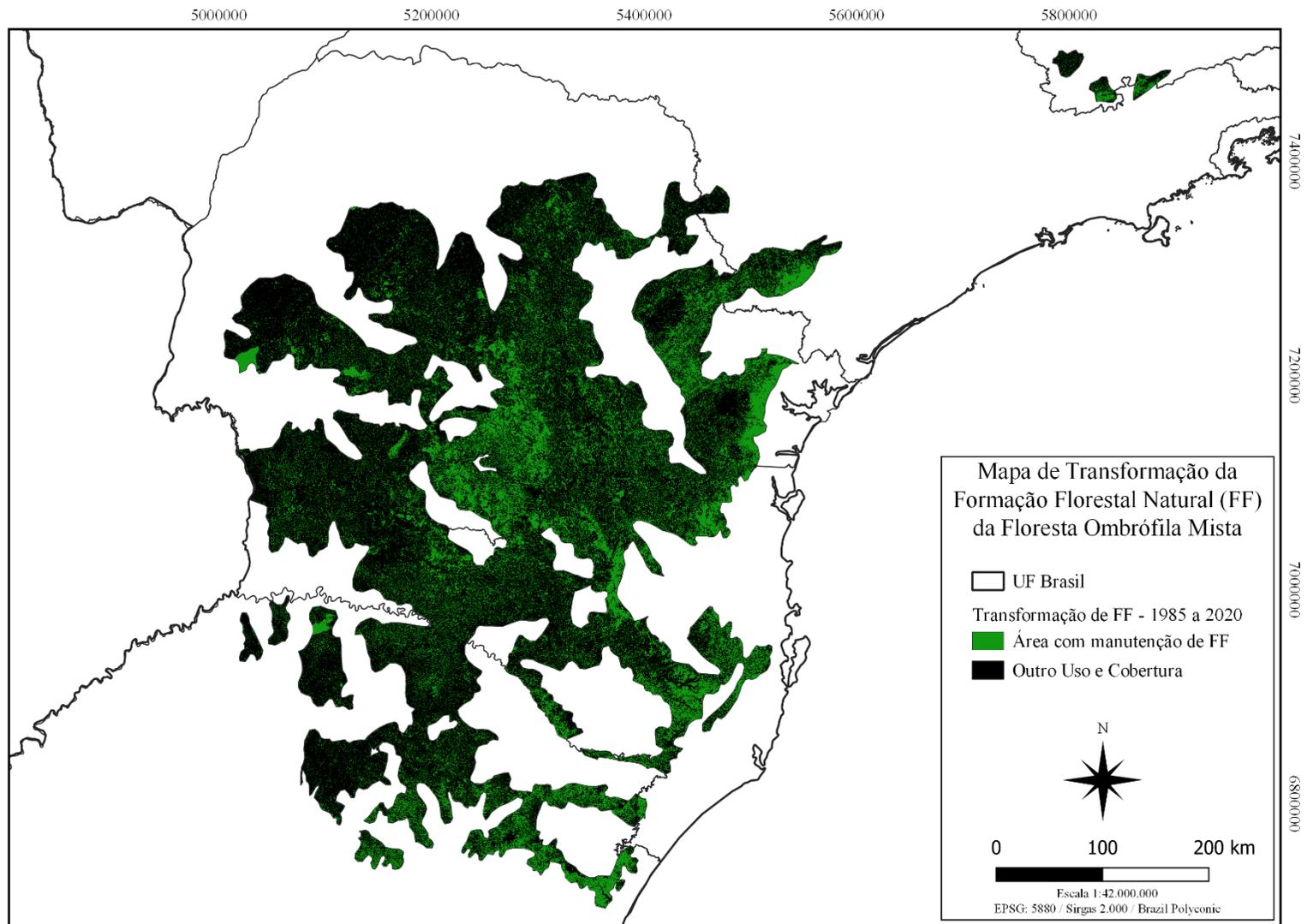


Figura 12 – Mapa das áreas com manutenção de FF entre os anos de 1985 e 2020.

5.2. FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

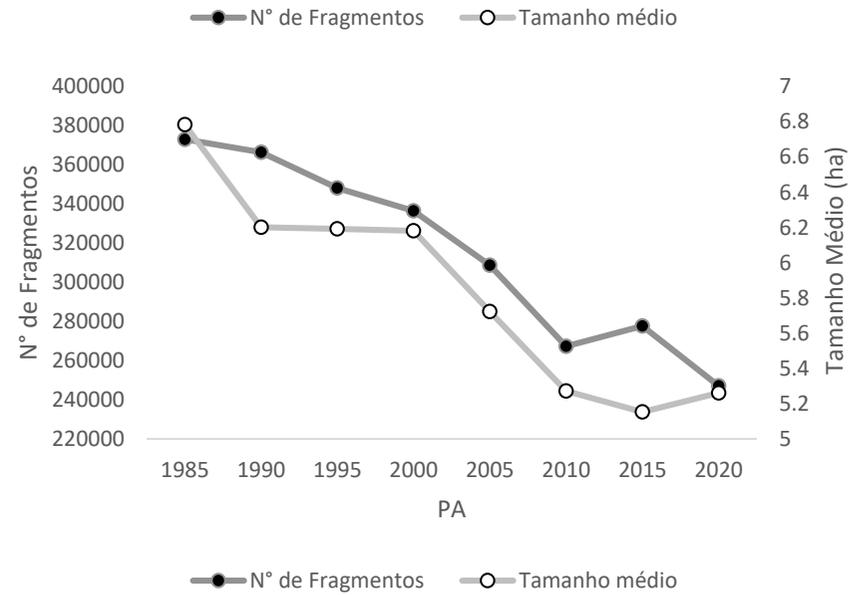
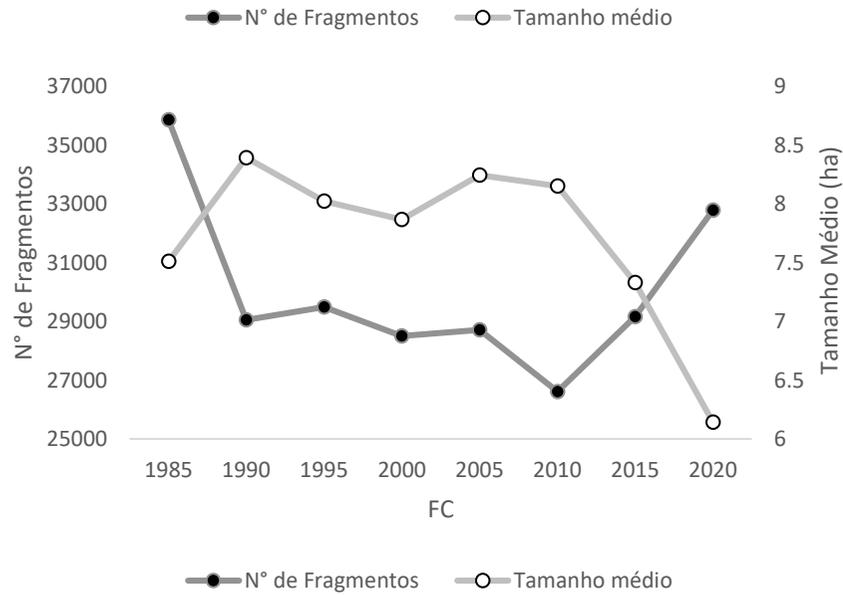
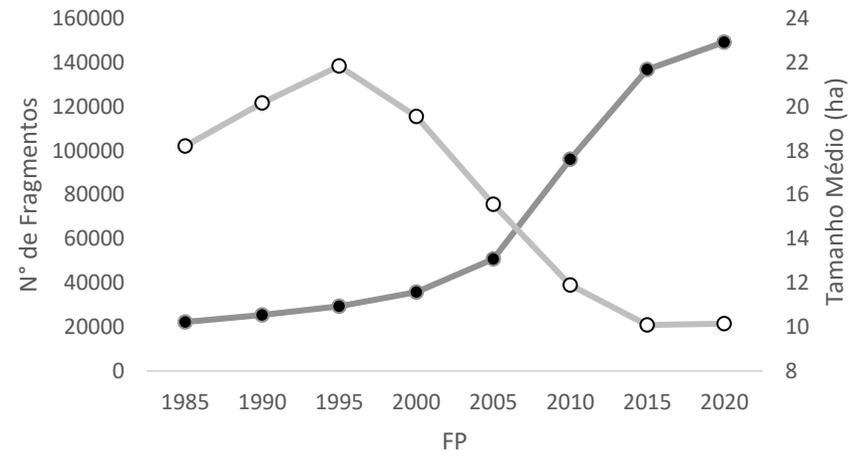
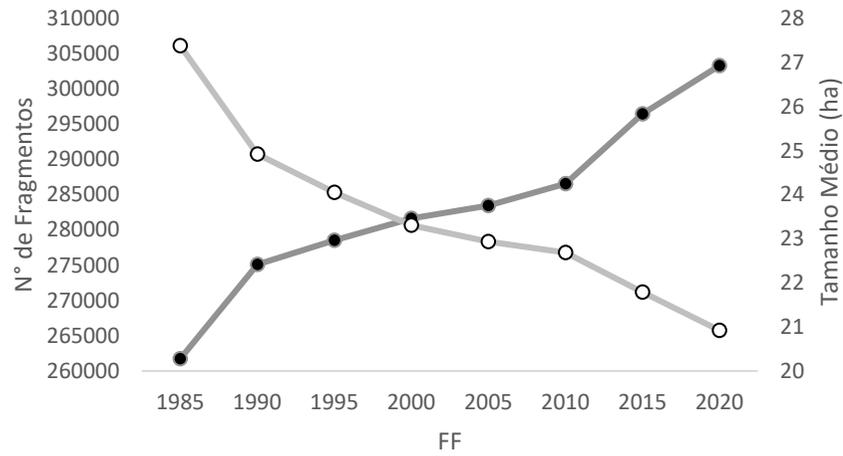
Os dados sobre fragmentação permitem perceber que a paisagem da FOM se tornou mais fragmentada, ou seja, apresenta atualmente um número maior de fragmentos com tamanho reduzido, especialmente as áreas classificadas como naturais (Figuras 13 A ... G).

No que tange cada classe, como demonstrado na figura 13A, FF teve um aumento de 16% no número de fragmentos no período avaliado. Esse fato associado a redução de 11,4% da área total fez com que a área média por fragmento apresentasse uma redução de 23,6% no período avaliado. Na figura 13C é possível visualizar que FC também apresentou uma redução expressiva no tamanho médio dos fragmentos (18,2%), mesmo com redução no número de fragmentos.

Quando avaliada a dinâmica do processo de fragmentação de FF no tempo, é possível perceber que entre os anos de 1985 e 1990 houve um aumento expressivo nos níveis de fragmentação, a qual estabiliza a partir de 1990, até o ano de 2010, e volta a aumentar de forma significativa até 2020. Os dois aumentos expressivos, coincidem com reduções expressivas na área total dessa classe, especialmente entre 1985 e 1990. O aumento a partir de 2010 está relacionado com o aumento no número de fragmentos.

Os ambientes de uso antrópico, variaram quanto ao tamanho médio das áreas. No caso de FP, PA e MAP houve uma redução no tamanho médio, sendo 44,3%, 22,4% e 4,0% respectivamente, como demonstrado nos gráficos 15B, 15D e 15E. Mesmo com um aumento muito expressivo de área total PA, o aumento ainda maior no número de fragmentos especialmente a partir de 2005, fez com que as áreas medias para essa classe diminuíssem. No caso de PA e MAP a redução de área total foi o fator mais importante para a redução no tamanho médio.

IU e LAV tiveram aumentos expressivos de 153,2% e 73,7% como demonstram os gráficos nas figuras 13F e 13G. Ambas as classes de uso e cobertura apresentaram redução no número de fragmentos e um aumento expressivo de área total. Como se observa na figura 13G, para LAV a curva para o aumento de área media foi mais expressiva a partir do ano de 2005.



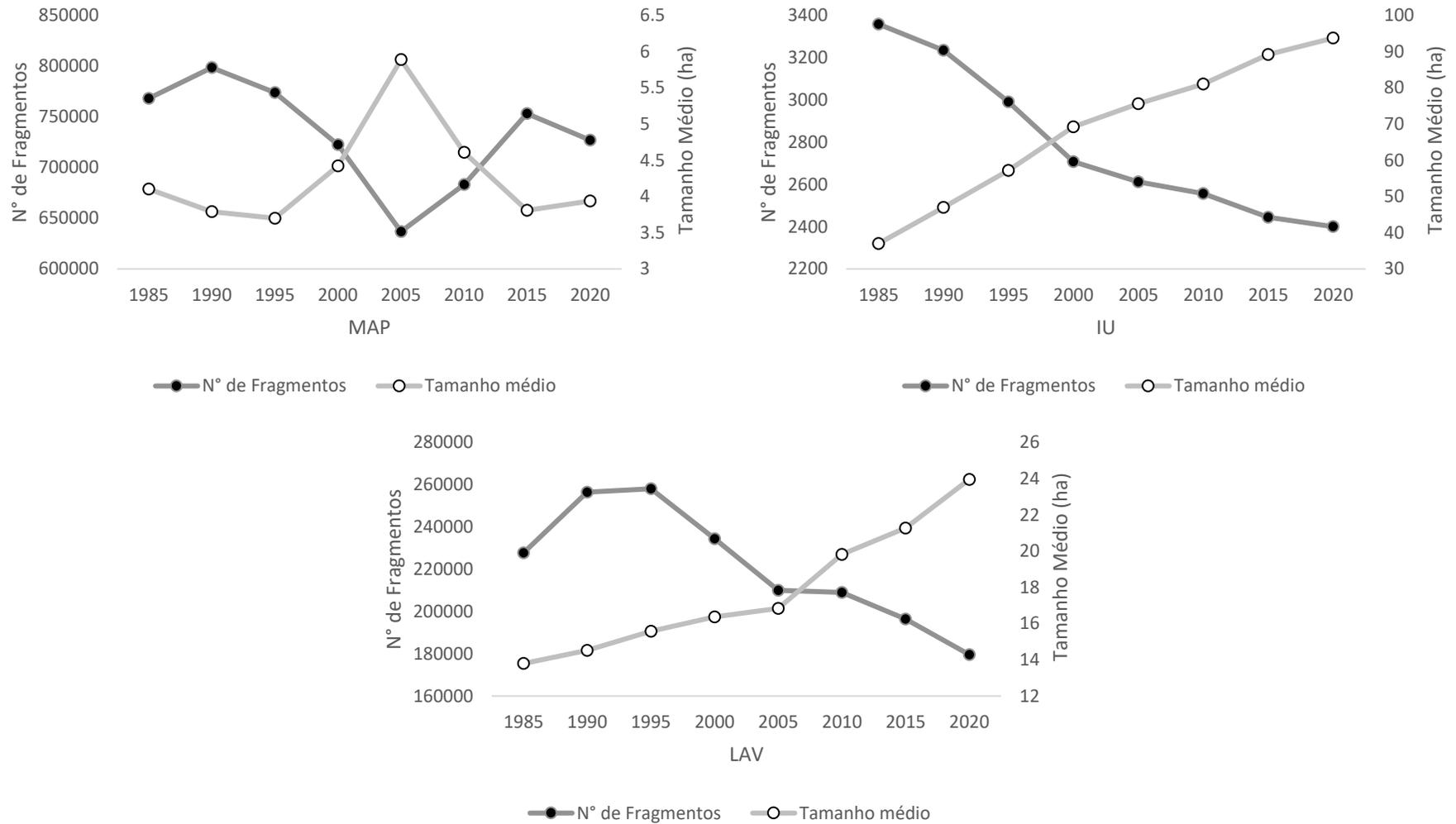


Figura 13 – Mudança no número e tamanho médio de fragmento (ha) para cada classe de uso e cobertura do solo entre os anos de 1985 e 2020. **A:** FF, **B:** FP, **C:** FC, **D:** PA, **E:** MAP, **F:** IU e **G:** LAV. NA: Não avaliado; FF: Formação florestal natural; FP: Floresta plantada; FC: Formação campestre; PA: Pastagem; MAP: Mosaico de agricultura e pastagem; IU: Infraestrutura urbana; LAV: Lavoura.

6. DISCUSSÃO

6.1. AS TRANSFORMAÇÕES DA PAISAGEM NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

6.1.1. Mudanças no Uso e Cobertura do Solo

Os resultados apresentados no gráfico na figura 7 e nos mapas nas figuras 2^a e B, 6, 7 e 8 evidenciam profundas transformações na paisagem da FOM nos últimos 35 anos. Essas mudanças no uso e cobertura do solo resultaram em uma paisagem mais antropizada e com reduções expressivas dos fragmentos florestais da mata de araucárias

Comparando com o território brasileiro, Souza et al. (2020) demonstra que a área de floresta natural no contexto nacional correspondia 70,4% em 1985 e 62,6% em 2017, uma diminuição de 11% em relação ao ano inicial. Dados da coleção 6 do MapBiomias demonstram que a área de floresta teve uma redução ainda mais expressiva, sendo de 12,8% entre 1985 e 2020 (MAPBIOMAS, 2022). Para a Mata Atlântica essa redução foi de 3,0% no período. É importante ressaltar que são computadas nas áreas de floresta natural as formações savânicas, mangues e restingas (MAPBIOMAS, 2022).

Nesse sentido, quando avaliada apenas a Formação Florestal desconsiderando as formações savânicas, mangues e restingas, o Brasil teve uma redução de 11,9%, enquanto a Mata Atlântica sofreu uma redução de 4,1% no período de 35 anos (MAPBIOMAS, 2022). O processo de substituição em nível nacional (incluindo todos os biomas) foi equivalente às mudanças ocorridas na FOM (redução de 11,4%), porém, quando comparado com a Mata Atlântica, as mudanças ocorridas na FOM foram quase três vezes superiores as ocorridas no bioma.

Ao avaliar o processo de mudança de FF no intervalo de cinco em cinco anos, os dados revelam diferenças importantes entre o país, o bioma e a fitofisionomia da FOM. No gráfico da figura 14 pode-se perceber que até os anos 2000 a FOM e a Mata Atlântica apresentaram comportamentos semelhantes, com reduções expressivas de FF, porém, a partir de 2000 o bioma apresenta recuperação das suas áreas de FF, enquanto a FOM continua com o processo de redução de área especialmente a partir de 2010.

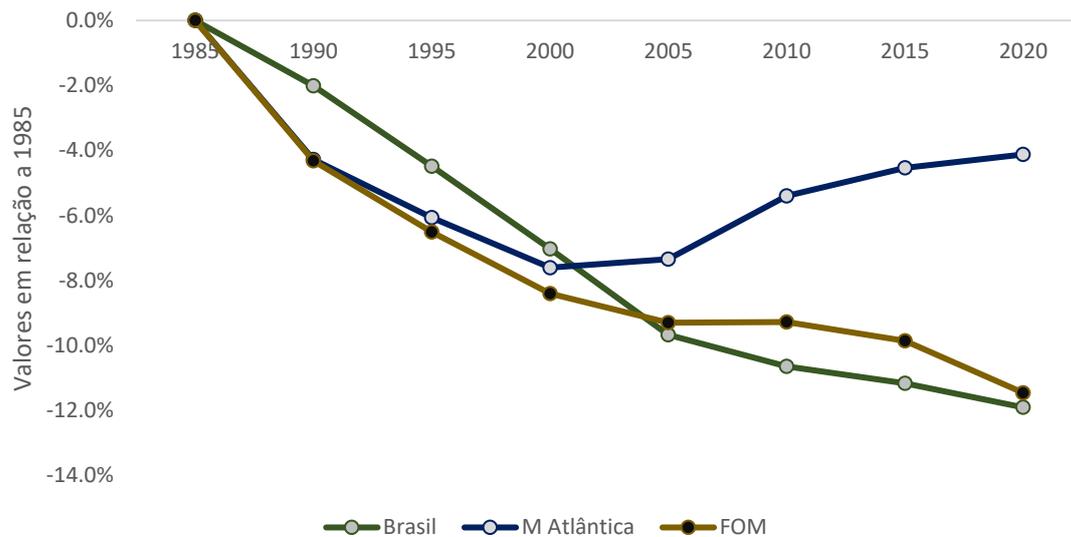


Figura 14 – Mudanças da cobertura da formação florestal natural no intervalo de 5 em 5 anos. Fonte dos dados: MAPBIOMAS, 2022

No território nacional, se observa que a redução da FF ocorre de forma menos abrupta nos anos iniciais, em comparação com a Mata Atlântica e FOM. Embora menos expressivas, as reduções permanecem em patamares acima de 2%, até o ano de 2005, quando o seu nível de redução ultrapassa o bioma e a fitofisionomia (MAPBIOMAS, 2022). Embora as tendências permaneçam, se observa que a partir de 2015 os níveis de aumento de FF, no caso da Mata Atlântica, foram menos expressivos, enquanto os níveis de redução para o Brasil e a FOM foram mais expressivos. Em síntese, FF vem perdendo espaço para outros tipos de uso e cobertura nos últimos anos nos três contextos apresentados.

Segundo Carvalho (2011), Bortoncello et al. (2018) e Nodari et al. (2018), entre os séculos XVII e XIX o processo de antropização da paisagem na FOM foi motivado pela expansão das fronteiras agrícola (agricultura e pecuária), pelo extrativismo de madeira e pela indústria madeireira. Nos séculos XX e XXI, esses motores de transformação do espaço continuam sendo os mesmos dos séculos passados como demonstram os mapas nas figuras 2A 2B, 7 e 8 e o gráfico na figura 5.

No entanto, no caso da indústria madeireira, o meio pelo qual as transformações ocorrem se modificou, uma vez que, antes eram utilizadas espécies nativas para alimentar a indústria, e atualmente essa madeira advém de monocultivos de espécies exóticas, implicando em redução expressiva dos ambientes com cobertura florestal nativa, substituídas por plantios com espécies exóticas. Nesse sentido, os dados apresentados por Bacha (2008) e IBGE (2020) demonstram que entre 1990 e 2020 a área de floresta plantada no Brasil, registradas, aumentou quase nove vezes. Embora FP se apresente como a maior responsável pela substituição da classe FF na

FOM, esses aumentos expressivos coincidem com momentos de queda nas reduções de FF. Outro aspecto importante a ser ressaltado no caso de FF e FP, está relacionado com os padrões de distribuição espacial dessas duas classes, que podem estar associados a esses resultados. Ao avaliar as áreas que permaneceram ou se transformaram em floresta nesses últimos 35 anos, é perceptível que as áreas de FF estão localizadas nas regiões de serra no sul do país.

Nesse sentido, as áreas de FF encontram-se predominantemente em áreas de unidades de conservação e áreas com declividade acentuada, uma vez que, como demonstra Silva et al. (2017; 2020), os aspectos da topografia limitam as mudanças geradas pelos seres humanos, especialmente em larga escala, e dificultam a agricultura. Além disso, os autores demonstram também que infraestruturas públicas, como estradas, apresentam relações importantes com o processo de transformação no uso e cobertura do solo, e também são afetadas pela topografia.

Embora os dados demonstrem que no ano de 2020 37,6% da cobertura total da FOM fosse floresta, o MapBiomias ainda não é capaz de avaliar a qualidade desses remanescentes de floresta. Além disso, cabe ressaltar que devido a resolução espacial, muitos fragmentos de floresta computados como cobertura florestal no presente estudo, são insuficientes para a proteção da fauna e flora. Estudos como Sevegnani et al., (2013) no inventário florístico florestal do estado de SC (IFFSC) demonstra que 65% dos remanescentes naturais apresentavam a presença do gado, 76,9% corte seletivo das espécies florestais. Extrapolando essas informações para toda a FOM, menos de 8,7% da área total observada no presente estudo apresentaria níveis satisfatórios de preservação da floresta.

É importante destacar que o estado de SC é considerado um dos mais restritivos em termos legais (ANDREACCI; MARENZI, 2017). Apesar disso, apenas 5% do território é recoberto por áreas primárias (VIBRANS et al., 2012). Sevegnani et al., (2013) também no IFFSC demonstram que os remanescentes estão “*profundamente fragmentados, isolados e simplificados*”, sendo os principais fatores de degradação externo (matriz): pecuária (60%), espécies exóticas (47,5%) e uso agrícola (35%). Os fatores de degradação no interior dos fragmentos foram: corte seletivo das espécies florestais (76,9%), presença do gado (65%) e roçada no sub-bosque (23,8%).

Em relação a classe FP, a mesma apresentou o maior crescimento em relação ao ano de referência. No território nacional o aumento foi superior a 400% até o ano de 2020. Para a Mata Atlântica o aumento foi de 353%. Embora o crescimento de FP na FOM seja inferior aos níveis nacionais e do bioma, a porcentagem de área total era em 1985, e é atualmente em 2020 superior aos níveis do bioma e nacional, sendo que no território brasileiros esses valores representam

0,2 (1985) e 0,9% (2020), na Mata Atlântica 0,4% e 1,7% e 2,4% e 9,0% para essa fitofisionomia, ou seja, em 2020 esse valor representa 10x a mais que no território nacional e mais de 5x maior que na Mata Atlântica (MAPBIOMAS, 2022). Ao avaliar as mudanças de FP no tempo, é possível observar que houve um aumento expressivo a partir de 2005, sendo que no intervalo de tempo de 2005 a 2015 o Brasil registrou um aumento de quase 216%, na Mata Atlântica esse aumento foi de 182% e na FOM foi de 146%.

O aumento significativo da área de FP em relação ao ano de 1985 está relacionado a restrição legal no corte da vegetação nativa (BRASIL, 1993), o desenvolvimento e expansão da indústria madeireira, especialmente ligados ao setor de celulose e papel (CARVALHO et al., 2012. IBÁ, 2014; 2020) e os avanços no processo de melhoramento genético e clonagem das espécies de *Pinus sp.* e *Eucaliptus sp.*, tornando o Brasil um dos maiores produtores mundiais (CARVALHO et al., 2012. IBÁ, 2014; 2020).

Ao avaliar a distribuição espacial de FP na FOM, é perceptível uma similaridade com a classe FF. Na figura 2B e 8 é possível perceber que a classe FP ocorre e avançou especialmente em áreas mais acidentadas, como nas regiões serranas do estado de SC, enquanto a agricultura é destinada às áreas mais nobres, com relevo mais plano e solos mais profundos, como a região noroeste do estado do RS e regiões oeste de SC e PR. Freitas et al. (2010) e Silva et al. (2017; 2020) afirmam que a topografia dificulta o processo de mecanização da agricultura limitando as transformações de uso nesses locais.

No que tange a agricultura, ainda que abaixo do cenário nacional e do bioma, as áreas de LAV tiveram um incremento significativo na FOM. No período avaliado, no Brasil o aumento foi 190%, no bioma 75,3%, já na FOM teve um aumento de 36,9%. A classe MAP seguiu a tendência nacional de redução de área, apresentando valores muito próximos ao do território nacional, que apresentou uma redução de 9,7%. A Mata Atlântica por sua vez, apresentou um aumento de 4,6%.

Mesmo que LAV tenha apresentado um crescimento abaixo dos níveis nacionais e da Mata Atlântica em relação a 1985, essa classe foi a mais expressiva em termos de expansão de área total, o aumento de área nos 35 anos avaliados representa quase 7% da área total da FOM. Apesar de não ter sido avaliado as classes de nível 3 do MapBiomias no presente estudo, para LAV, a principal cultura responsável por essa expansão foi a cultura da soja (ESCHER; WIKINSON, 2019; MAPBIOMAS, 2022; SAMPAIO et al., 2020). Dados da CONAB (Companhia Nacional de Abastecimento), Embrapa e IBGE demonstram que nos anos 2000 a soja se tornou a principal cultura cultivada no país e teve um aumento de quase 400% entre

2000 a 2020 no valor total de produção no país, fazendo com que o Brasil se torna-se o segundo maior produtor do grão no mundo (DALL'AGNOL, 2007; HIRAKURI; LAZZAROTTO, 2017; CONAB, 2022). Esses fatores associados a políticas públicas de incentivo à produção, foram responsáveis por LAV se tornar a segunda classe mais importante em termos de extensão de área na FOM em 2020.

Apesar do presente estudo não ter pretensões em prever as mudanças futuras de uso e cobertura do solo na FOM, o aumento da população nacional e mundial, a alta de quase 60% do dólar entre janeiro de 2017 a janeiro de 2022 (IPEA, 2022) e os recentes conflitos geopolíticos entre Rússia e Ucrânia no continente europeu, deverão impulsionar os preços das *commodities* no país, indicando que LAV continuará em expansão na FOM, Mata Atlântica e no território nacional.

No caso da pecuária, a classe PA, contrariando expressivamente o aumento de área de 39,2% no território nacional, apresentou uma redução de 48,6% na FOM, seguindo a Mata Atlântica que teve uma redução de 28,8%. No ano de 2020 PA ficou na quarta posição no ranking de área total na FOM, diferente do contexto nacional e do bioma, onde PA está em segunda posição (MAPBIOMAS, 2022).

As diferenças de PA na FOM e Mata Atlântica em relação ao Brasil, podem estar associados a fatores de ordem agrários, como o tamanho das propriedades, as quais são menores no contexto da FOM, quando comparada as regiões Centro-Oeste e Norte do país, o que inviabiliza a pecuária extensiva (LANDAU et al., 2012; SAMPAIO et al., 2020). Além disso, a prática da pecuária leiteira, especialmente no oeste de Santa Catarina e noroeste do Rio Grande do Sul, apresenta como características a agricultura familiar e pequena propriedade rural, onde a diversificação e a integração entre lavoura e pastagem (MAP) é bastante expressiva (ZOCCAL et al., 2006; SAMPAIO et al.; 2020).

Diante desse contexto, com aumento no preço das *commodities*, em especial a soja, a expansão da indústria madeireira, associada a redução ano após ano das áreas de PA na FOM, há grande probabilidade de que as áreas de PA continuem perdendo espaço para outros tipos de usos e cobertura do solo, especialmente LAV e FP na FOM.

A IU também seguiu os padrões nacionais e do bioma de aumento de área, sendo que para o país a área representava 0,2% em 1985 e 0,5% em 2020, o que representa um aumento de 96,4%. A Mata Atlântica, o bioma mais urbanizado e industrializado do Brasil, apresentava 0,6% da sua cobertura em 1985 com IU, atualmente corresponde a 1,0% da sua área total, ou

seja, um aumento de 80,0%. No cenário da FOM, a IU representava 0,7% e atualmente é de 1,3% com aumento de 81,0% (MAPBIOMAS, 2022).

Apesar desse aumento expressivo nos últimos 35 anos, IU tem apresentado um crescimento moderado a partir dos anos 2000, nos três contextos apresentados. Ainda que o crescimento da IU não represente valores de área tão expressivos como as outras classes de uso e cobertura do solo, é importante ressaltar que IU se apresenta como a matriz menos permeável para a fauna e flora.

Devido a resolução utilizada pelos satélites *Landsat* (30 x 30m) no projeto MapBiomass, existe uma grande dificuldade em identificar o avanço da infraestrutura urbana como estradas, rodovias e ferrovias na paisagem. Porém como demonstra Freitas et al. (2010) esses são fatores extremamente importantes relacionados com o processo de degradação dos remanescentes e mudanças no uso e cobertura do solo.

6.1.2. Processo de Fragmentação da Paisagem

Os dados demonstram que conforme a paisagem vai se tornando mais antropizada, maior o nível de fragmentação da paisagem, especialmente para áreas de FF e FC, classificadas como naturais. Os gráficos nas figuras 13 (A ... G) evidenciam que com exceção de IU e LAV, o tamanho médio de área de todos os demais tipos de Uso e Cobertura diminuíram significativamente, em consequência do aumento da fragmentação (número de fragmentos) e a redução de área total.

Ribeiro et al. (2009) demonstraram que mais de 80% dos fragmentos florestais da Mata Atlântica eram menores do que 50 ha e mais de 97% menores que 250 ha, os quais apresentavam um isolamento médio de mais de 1.400 m e quando excluídos fragmentos menores que 50 ha esse valor aumentava para mais de 3500 m. Com base na evolução histórica do processo de fragmentação avaliados no presente estudo o cenário apresentado por Ribeiro et al. (2009), ao menos para a FOM, possivelmente pioraram nos últimos anos.

Outros autores como Pinto et al. (2006), Silva et al. (2014) e Rosot et al. (2021) com estudos de menor escala realizados em diferentes regiões da Mata Atlântica, reforçam as informações observadas por Ribeiro et al. (2009) e evidenciadas no presente estudo, ao também demonstrarem níveis elevados de isolamento e fragmentação dos remanescentes florestais avaliados.

Na FOM, os efeitos desse processo de fragmentação foram observados por Sevegnani et al., (2013), ao afirmar que os remanescentes florestais no estado de Santa Catarina estão “*profundamente fragmentados, isolados e simplificados*. Associado a isso, como é possível observar nos mapas da figura 2B e 12, em consonância com as observações feitas em loco por Vibrans et al. (2011) e Sevegnani et al., (2013), a matriz é marcada predominantemente pela agropecuária, aumentando a vulnerabilidade dos fragmentos florestais devido as pressões externas exercidas por esses tipos de usos e cobertura do solo.

6.1.3. Consequências das Transformações da Paisagem na Floresta Ombrófila Mista

Diante desse contexto de mudanças, se o processo de transformação e fragmentação da paisagem da FOM continuar evoluindo, como vem ocorrendo nos últimos 35 anos, haverá consequências irreversíveis para a biodiversidade dessa fitofisionomia. Os impactos na qualidade e quantidade de habitat acaba atingindo os organismos vivos em diferentes níveis, como a diversidade genética, composição de espécies, ecossistema ou até mesmo sobre os processos ecológicos (PINTO et al., 2006).

A redução e simplificação dos habitats gerados pelo processo de fragmentação da paisagem apresentam como consequência direta o declínio, perturbação e isolamento das populações (YOUNG et al., 2000). Nesse sentido, os impactos genéticos sobre as espécies gerados por impactos sobre o tamanho das populações e sobre o fluxo gênico levam ao acúmulo de alelos recessivos, endogamia, erosão genética e aumento da distância ou divergência genética entre populações (YOUNG et al., 2000; LOWE et al., 2005; AGUILAR et al., 2008).

É importante ressaltar que os impactos da redução e fragmentação dos habitats podem ser mais sutis do que a perda de diversidade genética (LOWE et al., 2005; LOWE et al., 2015). Kramer et al. (2008) afirmam que na maioria dos casos, ao avaliar apenas a perda de diversidade genética, os dados empíricos não revelam danos expressivos sobre as populações. Assim, LOWE et al. (2015) demonstra que isso ocorre devido aos inúmeros mecanismos que as espécies apresentam para suportar as pressões genéticas.

Os efeitos da fragmentação, perda e simplificação dos habitats sobre a demografia, biologia reprodutiva e ecologia também são capazes de levar as espécies ao declínio e devem ser considerados (KRAMER et al., 2008). Esses impactos a nível de indivíduo, população ou de ecossistema podem ser observados em diferentes escalas de tempo e variam de espécie para espécie e o contexto de transformações da paisagem no qual estão inseridas.

Aspectos como o tipo de dispersão, dispersor, polinizador, nível de sucessão ecológica distância entre fragmentos e permeabilidade da matriz geram impactos em diferentes níveis dependendo do contexto e da espécie (LOWE et al., 2005; LOWE et al., 2015).

Na FOM Vibrans et al. (2012; 2013) constataram que algumas espécies não são impactadas ou até mesmo se beneficiam com as perturbações antrópicas e o processo de mudanças no uso e cobertura do solo. Essas espécies em sua maioria são classificadas como pioneiras e foram encontradas em maior frequência e densidade nas amostras realizadas. Estão entre elas: *Lithrea brasiliensis* Marchand. (aroeira), *Clethra scabra* Pers. (carne de vaca), *Mimosa scabrella* Benth. (bracatinga), *Casearia decandra* Jacq. (guaçatunga).

Apesar de algumas espécies serem beneficiadas, muitas outras acabam sofrendo impactos sobre sua demografia (VIBRANS et al. 2013) e efeitos deletérios sobre a diversidade genética (REIS et al., 2012). São exemplos dessas espécies a *Dicksonia sellowiana* Hook. (xaxim) a qual sofreu uma drástica redução de suas populações pela exploração predatória para o uso como vasos para plantas ornamentais. *A. angustifolia*, *Ocotea porosa* (imbuia) e *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer sofreram impactos deletérios sobre suas populações devido ao processo de exploração madeireira predatória (GUERRA et al., 2002). Todas essas espécies encontram-se atualmente nas listas nacionais (estaduais e/ou federais) e/ou internacionais (IUCN) de espécies ameaçadas de extinção.

Além disso, os efeitos das transformações da paisagem, com a redução, fragmentação e degradação do habitat se intensificam especialmente em um contexto de mudanças climáticas (GITAY et al., 2002). As alterações nas condições climáticas locais podem impactar de maneira severa as interações ecológicas da biodiversidade nativa e permitir a invasão de espécies exóticas, bem como reduzir drasticamente a disponibilidade de habitat para as espécies (GITAY et al., 2002; XIAO, et al., 2016; BERGER-TAL; SALTZ, 2019).

Na FOM Bergamin et al. (2019) por meio de modelagem de distribuição de nicho de 12 espécies indicadoras dessa fitofisionomia, preveem uma drástica redução de habitat dessa formação florestal para todas mudanças climáticas futuras projetadas, o autor ressalta para os riscos associados as mudanças de uso do solo e fragmentação da paisagem. Marchioro et al. (2020b) ao avaliar a interação entre a espécie de *Mimosa scabrella* (bracatinga) com polinizadores também prevê uma redução significativa da área de interação, demonstrando os possíveis danos ecológicos gerados pelas mudanças climáticas nessa fitofisionomia.

Também utilizando modelagem de nicho Wrege et al. (2009), Wrege et al. (2017), Wilson et al. (2019), Castro et al. (2020) e Marchioro et al. (2020), Tagliari et al. (2021), para

a espécie *A. angustifolia*, tem demonstrado que em todos os cenários futuros de mudanças do clima, a espécie terá a disponibilidade de habitat reduzida e irá migrar para áreas montanhosas, que apresentam poucas unidades de conservação.

Como demonstram Marchioro et al. (2020) e Tagliari et al. (2021) quando as informações sobre as mudanças climáticas são cruzadas com as mudanças no uso e cobertura do solo, as áreas remanescentes ficaram ainda mais fragmentados, isolados, desconectados e mal protegidos por unidades de conservação. Essas informações reforçam que a proteção da floresta de araucárias, ao menos como conhecida atualmente, se encontra nas mãos dos proprietários rurais e, portanto, as políticas públicas assumem um papel crucial para a preservação e conservação dessa espécie.

6.2. POLÍTICAS PÚBLICAS E LEIS AMBIENTAIS

Ao tentar buscar elementos que justifiquem ou expliquem o processo de transformação da paisagem na FOM é possível encontrar um número muito grande de variáveis que apresentam relação com o processo de mudança no uso e cobertura do solo. Nesse sentido, aspectos culturais, socioeconômicos, políticos e ambientais influenciam significativamente no modo e a velocidade com que as transformações da paisagem ocorrem (FIGUEROA et al, 2009; FREITAS et al., 2010; DESALEGN et al., 2014; FORKUO et al., 2021).

Nesse contexto, as políticas públicas, que compreendem as leis, o processo de fiscalização e as políticas de incentivos (fiscais e propaganda), são as formas mais eficazes de gerar resultados satisfatórios no médio e longo prazo. Além disso, é por meio das políticas públicas que o processo de educação ambiental e a cultura ambiental é implementada em uma sociedade.

6.2.1. Histórico das principais políticas ambientais no país entre os anos de 1985 e 2020 e seus reflexos sobre a Floresta Ombrófila Mista

Embora as leis ambientais tenham avançado nas décadas anteriores (especialmente 1960 e 1970), foi apenas a partir da nova constituição federal, a CONSTITUIÇÃO DA REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL DE 1988, que políticas públicas e legislações mais efetivas foram elaboradas e implementadas, visando proteger e conservar os recursos naturais (PASQUALETTO, 2011; SOSFLORESTAS, 2011; GARVÃO; BAIA, 2018). No texto da constituição, o capítulo VI ou Art. 225 é dedicado exclusivamente a esse tema e estabelece em

seu § 4º que a Mata Atlântica é um patrimônio nacional e a utilização dos recursos devem assegurar a sua preservação.

Na década de 80 duas leis importantes entraram em vigor, em 1981 foi estabelecida a Política Nacional do Meio Ambiente (lei nº 6.938) e em 1985 a lei de ação civil pública (lei 7.347). Essas legislações foram significativas por impor ações criminais (civis públicas) como instrumento punitivo para a proteção do meio ambiente. Em 1989 outro avanço importante é a criação do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), criado pela Lei nº 7.735 de 22 de fevereiro de 1989. O IBAMA tem como objetivo realizar a política nacional do meio ambiente por meio do controle e da fiscalização dos recursos naturais brasileiros.

É importante ressaltar que foi somente a partir da década de 80 (1984) que satélites, como o LANDSAT-5 (1984-2011) com sensor Thematic Mapper (TM) de 30m resolução espacial, começaram a captar imagens as quais são utilizadas pelo projeto MAPBIOMAS para a elaboração dos mapas de uso e cobertura do solo (1985 – 2020).

Nesse sentido, embora o período que corresponde entre 1985 a 1990 apresente os níveis mais altos de redução de FF da série histórica avaliada no presente estudo (1985 a 2020), não é possível comparar utilizando as mesmas metodologias de avaliação com períodos anteriores a 1985. Porém, é importante compreender que os efeitos das políticas públicas muitas vezes não são observados nos anos de sua implementação, mas sim nos anos subsequentes, assim, o período posterior avaliado (1990 a 1995) evidencia uma redução expressiva (redução de mais de 50%) na taxa de conversão da cobertura florestal da FOM e da Mata Atlântica.

Na década de 90, o debate global sobre o meio ambiente se intensificou no Brasil, especialmente devido a Conferência Mundial das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente que ocorreram no Rio de Janeiro, na ECO 92. Nesse período, mais especificamente em 1991, a lei 8.171 que tratava sobre a lei de política agrícola no país entrou em vigor. Essa lei exigia aos agricultores, recompor a propriedade com reserva florestal. Além disso, a criação do Ministério do Meio Ambiente em novembro de 1992, demonstram que as discussões geradas pela ECO 92 tiveram impactos importantes no contexto brasileiro (MOURA, 2016; GARVÃO; BAIA, 2018).

No ano seguinte em 1993 entra em vigor o decreto nº 750 de 10 de fevereiro de 1993 que “Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências” essa legislação, revogada pelo decreto 6.660 de 2008, proibia a exploração das florestas nativas em estágios

médios e avançados de regeneração, no bioma da mata atlântica. Apesar de proibir a exploração no seu Art. 1º, a lei abria exceções permitindo a supressão em algumas ocasiões específicas e permitia a exploração seletiva de determinadas espécies nativas em seu Art. 2º, seguindo alguns requisitos capazes de promover a manutenção dessas espécies (MOURA, 2016; GARVÃO; BAIA, 2018).

Nesse mesmo contexto, entre os anos de 1993 e 1994 entram em vigor as resoluções estaduais do CONAMA que estabelecem parâmetros para a definição de vegetação primária e secundária, bem como os estágios sucessionais (inicial, médio e avançado de regeneração) das florestas secundárias. Ainda na década de 90, no ano de 1997 por meio da lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, ocorre a criação do sistema nacional dos recursos hídricos o qual impacta de forma indireta na proteção das florestas. Em 1998 é aprovada a lei 9605 (Lei de Crimes Ambientais) que traz avanços importantes no que tange a punição dos crimes ambientais realizados por pessoas físicas e jurídicas, penalizando nas esferas administrativa, civil e penal (MOURA, 2016; GARVÃO; BAIA, 2018).

Esse conjunto de leis que entraram em vigor na década de 90, impactaram de forma expressiva nas reduções do processo de desmatamento tanto na Mata Atlântica como na FOM. Na FOM os níveis de conversão de floresta em outros tipos de uso reduziram pela metade no período de 1990 a 1995 (-2,2%) quando comparado com o período anterior de 1985 a 1990 (-4,3%) e continuou reduzindo nos períodos posteriores 1995 a 2000 (-1,9%) e 2000 a 2005 (-0,9%) como demonstra o gráfico na figura 10.

Nos anos 2000, a lei 9.985 de 18 de julho de 2000 que “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.” implementou o Sistema Nacional das Unidades de Conservação (SNUC). Essa lei ampliou a autonomia e conseqüentemente a capacidade de preservação e a conservação nas unidades de conservação públicas e privadas.

Silva e Branchi (2021) demonstram que após promulgação do SNUC houve um aumento considerável no número de unidades de conservação. Mais do que isso, a principal contribuição da criação do SNUC, foi tornar o processo de criação, gestão e fiscalização das unidades de conservação mais descentralizado, participativa e democrático, fazendo com que a população local participasse de forma mais efetiva do processo e contribuição com a proteção das florestas.

Os anos 2000 também é marcado pela Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB) que ocorreu no ano de 2004. Esse acordo internacional reforçou a importância das unidades de

conservação e a necessidade de implantar políticas efetivas de conservação nos países que eram signatários do acordo (MEDEIROS et al. 2011; SILVA; BRANCHI 2021).

Outro avanço importante para a preservação das florestas ocorreu em 2001, a resolução CONAMA nº 278, de 24 de maio de 2001 entra em vigor e proíbe o corte e a exploração de espécies ameaçadas de extinção em populações naturais no bioma Mata Atlântica. A legislação se fundamentava na vulnerabilidade das espécies ameaçadas da Mata Atlântica em termos de fragmentação, comprometimento do fluxo gênico e a inexistência de estudos que comprovassem a possibilidade do manejo sustentável dessas espécies. Essa legislação teve um impacto importante no contexto da FOM, uma vez que proibiu o corte da *A. angustifolia* entre outras espécies.

No ano de 2002 ocorreu a Conferência Ambiental Rio+10. No encontro as discussões tiveram como foco as mudanças climáticas e as fontes de energias renováveis. Como resultado, a agenda 21 brasileira contemplavam as temáticas: “cidades sustentáveis; redução das desigualdades sociais; agricultura sustentável; gestão de recursos naturais; ciência e tecnologia para o desenvolvimento sustentável e infraestrutura e integração regional” (MOURA, 2016).

No ano de 2006 entra em vigor uma das leis mais importantes no contexto da Mata Atlântica, a lei nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006, conhecida como lei da Mata Atlântica, que “dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências”. O decreto que regulamenta a lei é o nº 6.660 de 21 de novembro de 2008.

Varjabedian (2010) afirma que a lei da Mata Atlântica apresentou retrocessos ambientais quando comparado com o decreto nº 750 de 1993. Segundo o autor o tratamento dado especialmente para as áreas de regeneração caracterizada em estágio médio de sucessão reduziu a proteção dada aos remanescentes florestais desse bioma, especialmente no que tange o capítulo VI (Art. 30 e 31) que trata sobre a proteção dessas florestas em áreas urbanas e regiões metropolitanas.

Embora seja passível de críticas, a legislação apresenta pequenos avanços no que tange o uso e conservação dos recursos florestais por comunidades tradicionais, indígenas e pequenos produtores rurais. Outro avanço importante condicionado pela lei se trata da forma de compensação dos crimes ambientais, não sendo mais possível a compensação exclusivamente monetária, mas sendo necessária a promoção e a restauração ambiental (GAIO, 2019; MELO; PENEDO, 2021).

Os avanços ocorridos nas legislações na década de 2000 apresentaram resultados significativos na redução dos níveis de conversão da floresta. Como demonstra a figura 10 a

década de 2000 apresentou os menores níveis de redução da área de floresta natural na FOM, sendo que entre 2005 e 2010 esse valor chegou a 0,0%, ou seja, não houve redução dos remanescentes florestais nessa fitofisionomia. O período posterior (2010 a 2015) apresentou a segunda menor redução de área (-0,6%) dos intervalos de tempo avaliados no presente estudo. É importante ressaltar que as leis, mais do que expressarem efetivamente os argumentos nelas contidos, refletem o contexto e o debate presentes na sociedade em determinados momentos.

Em 25 de maio de 2012 foi aprovado o novo código florestal brasileiro (Lei 12.651) que dispõe sobre as áreas de proteção nativa. A aprovação dessa lei gerou intensos debates devido aos retrocessos e fragilidades apresentados quando comparado com as demais legislações. As críticas a legislação decorrem especialmente sobre as áreas consolidadas e a flexibilização da lei com base no tamanho das propriedades rurais. A Lei 12.651 define área consolidada como: “área de imóvel rural com ocupação antrópica preexistente a 22 de julho de 2008, com edificações, benfeitorias ou atividades agrossilvipastoris, admitida, neste último caso, a adoção do regime de pousio”. Essas áreas recebem tratamento diferenciado com relação as punições prévias e as restrições de uso do solo, desconsiderando aspectos ambientais e levando em consideração o tamanho das propriedades rurais (SPAROVEK et al., 2011; PEREIRA, 2013; SANTOS FILHO et al., 2015; RODRIGUES; MATAVELLI, 2020). Soares Filho et al. (2014) demonstram que além desses retrocessos, as anistias concedidas para crimes realizados antes de 2008 impediram a restauração de quase 30 Mha, bem como permite o desmatamento de quase 80 Mha devido aos “excedentes ambientais”.

Nesse sentido, é possível afirmar que legislação avançou pouco em ampliar a proteção das florestas nativas. O argumento utilizado para justificar a redução da proteção ambiental, foi a de que a legislação atendia as demandas dos pequenos proprietários rurais e agricultores familiares, como se as únicas estratégias possíveis fossem excludentes entre aspectos ambientais e socioeconômicos.

Mudanças no cenário ambiental brasileiro ocorreram especialmente a partir do ano de 2015, o qual é marcado por uma forte crise política e econômica no país (ARTAXO, 2019). Os reflexos da crise foram as reduções orçamentárias expressivas, ano após ano, nas áreas ambientais, afetando a política ambiental e os mecanismos dos órgãos de fiscalização e controle (ARTAXO, 2019; OBSERVATÓRIO DO CLIMA, 2021).

A partir de 2019, retrocessos ainda mais significativos na área ambiental ocorreram com o desmonte de políticas ambientais no Brasil. Um exemplo é a promessa de extinção do ministério do meio ambiente, que viraria pasta do Ministério da Agricultura. A proposta teve

curta duração, porém o ministério apresentou uma série de reformas que culminaram em uma expressiva redução de sua autonomia e de sua atuação. (ARTAXO, 2019; FERRANTE; FEARNSSIDE, 2019; STACHEWSKI, 2019, ASCEMA, 2020).

No contexto da Mata Atlântica, Rosa e Azevedo (2020) demonstram que o despacho nº 4.410 de 2020 do Ministério do Meio Ambiente recomendou que os órgãos ambientais aplicassem as regras do Código Florestal (lei nº 12.651/2012) nas áreas que pertencem a Lei da Mata Atlântica (nº 11.428/2006), fazendo com que áreas desmatadas antes de 2008 não precisassem ser restauradas. Os autores demonstraram que se entrasse em vigor poderia impactar um total de 3,8 milhões de hectares que foram desmatados entre 1990 e 2008, dos quais mais de 330 mil são áreas de APP.

Ferrante e Fearnside (2019) afirmam que esse momento é caracterizado pela ascensão de grupos ruralistas pelas pautas ambientais. Artaxo (2019) e Ferrante e Fearnside (2019) demonstram como o enfraquecimento dos órgãos de controle e fiscalização e a postura mais branda do governo federal fez com que especialmente regiões mais isoladas como a Amazônia sofressem reduções expressivas da sua cobertura florestal natural.

Dados levantados pelo Observatório do Clima (2021) demonstram que no ano de 2020 e 2021 houveram os menores investimentos no ministério do meio ambiente e entidades vinculadas ao governo federal desde o ano de 2000. O mesmo se repetiu para o IBAMA e para o ICMBio. Como consequência, o número de multas ambientais no ano de 2020 foi o menor na série histórica desde 2004. Essas mudanças no panorama ambiental tiveram impactos significativos na redução da cobertura florestal natural da FOM. Como demonstrado anteriormente a redução da cobertura natural apresentou diminuição entre os anos de 1985 a 2010, nos intervalos avaliados, até chegar em 0%, no intervalo de 2005 a 2010. Porém após esse período os níveis de redução voltaram a subir. Além disso, se comparar os dois últimos intervalos de tempo avaliados (2010 a 2015 e 2015 a 2020), o último período apresentou um aumento na redução da cobertura quase três vezes maior que o período anterior.

Se não houverem mudanças significativas na postura do governo federal frente ao desmatamento ilegal, aumento nos investimentos das instituições de fiscalização e controle e na efetividade do cumprimento da lei, nos próximos anos as reduções das áreas de FF na FOM serão ainda mais expressivas.

Na figura 15 é apresentada a linha do tempo das principais políticas públicas que impactaram no processo de conservação e preservação da FOM.

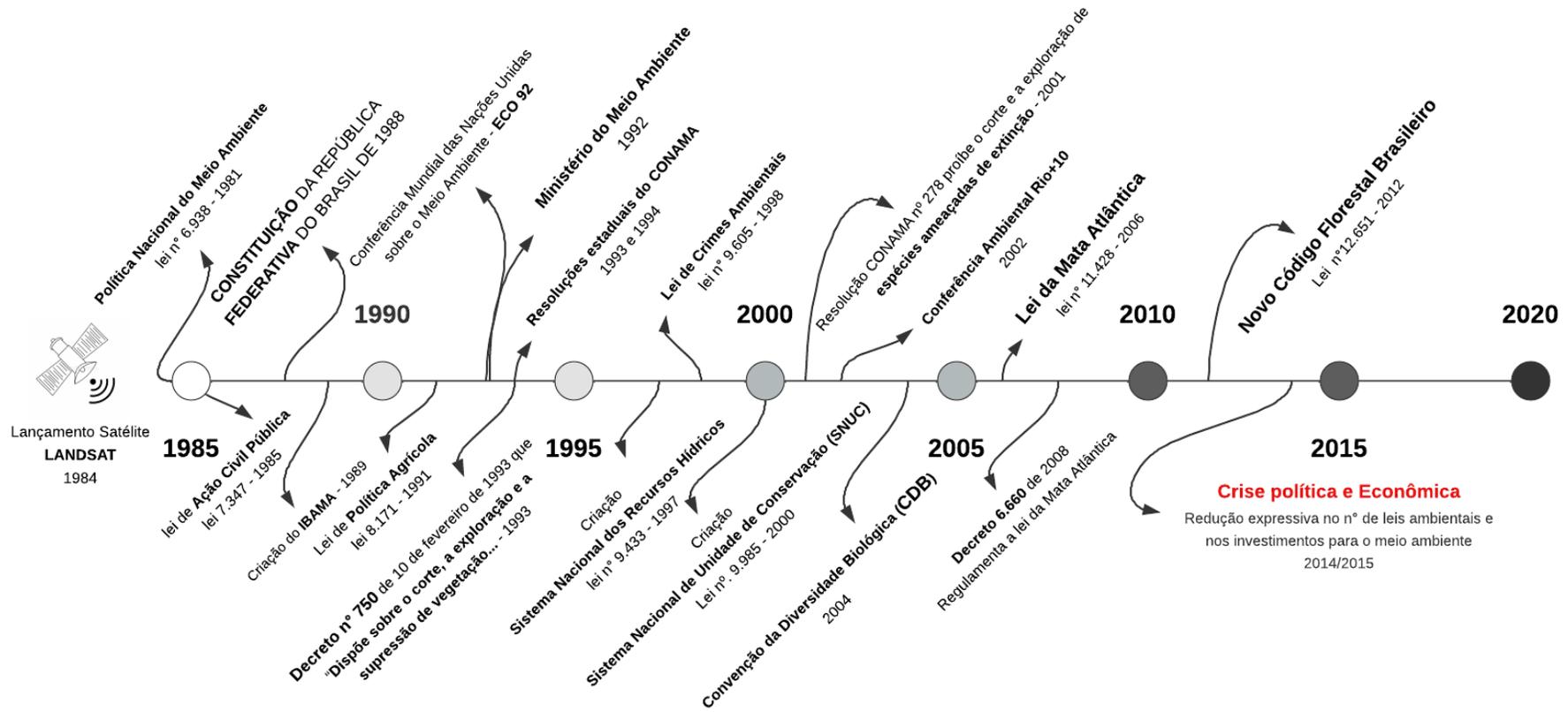


Figura 15 – Principais leis ambientais da Mata Atlântica.

6.2.2. Efetividade e vulnerabilidade das legislações ambientais

Silva e Branchi (2021) afirmam que o Brasil apresenta um conjunto de legislação capazes de instrumentalizar a conservação e gestão do meio ambiente e da biodiversidade, porém o estado brasileiro é pouco efetivo ao implementar sistemas de monitoramento e avaliação dessas políticas ambientais, especialmente ligadas as unidades de conservação.

Pereira (2013) afirma que apenas elaborar e aprovar leis não garantem o sucesso de sua aplicação, uma vez que para ser efetivo no processo de proteção do meio ambiente é necessário que aspectos sociais sejam contemplados, para que a população seja capaz de compreender e seguir as regras determinadas.

Nesse sentido, Fantini e Siminski (2016) afirmam ser necessário que legislações sejam criadas ou modernizadas, para modificar a percepção atual dos agricultores de que as florestas são um problema e que deveriam ser substituídas por outros tipos de usos do solo. Para que isso seja possível, como afirmam Guerra et al. (2002) e Reis et al. (2018), é necessário implementar estratégias de conservação pelo uso dos recursos naturais, para que dessa forma seja possível vislumbrar a recuperação e a expansão das florestas de araucárias.

Além disso, é necessário o fortalecimento das instituições públicas de fiscalização e controle, contra a destruição e fragilização desses órgãos. Para isso, é necessário a elaboração de leis mais efetivas que protejam as instituições contra mudanças nos cenários políticos, fazendo com que as instituições consigam permanecer atuante mesmo em contextos desfavoráveis.

6.3. AÇÕES E ESTRATÉGIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA PAISAGEM DA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

Embora as legislações ambientais tenham reduzido a taxa de substituição da cobertura florestal natural entre as décadas de 80 a 2010, essa taxa voltou a subir nos últimos anos, portanto é possível concluir alguns aspectos importantes em relação aos efeitos das leis e políticas ambientais brasileiras na FOM:

- 1) A legislação nacional não foi capaz de acabar com o desmatamento e a conversão de áreas naturais em áreas antropizadas;
- 2) As leis ambientais não promoveram o aumento das áreas de florestas em níveis superiores as áreas desflorestadas;

3) O caráter preservacionista das políticas públicas brasileiras desestimulou o uso e a conservação dos recursos florestais madeireiros e não madeireiros da FOM.

4) A ausência de uma percepção de valorização das florestas nativas fragiliza os mecanismos de proteção dos remanescentes florestais, especialmente frente as mudanças nos cenários políticos e de enfraquecimentos dos órgãos de fiscalização e controle, ameaçando a manutenção dos recursos naturais da FOM.

Portanto, a necessidade da criação de políticas públicas e ações efetivas para a manutenção dos remanescentes florestais, para assim reduzir de forma efetiva o desflorestamento e ser capaz de promover a restauração dos ecossistemas florestais devem levar em consideração estratégias capazes de integrar aspectos ambientais com aspectos socioeconômicos e culturais (REIS et al., 2014).

Nesse sentido, Vibrans et al. (2011) afirma ser necessário a criação de políticas de compensação financeira pelos serviços ambientais prestados pelos agricultores que conservam as florestas naturais, especialmente pequenos proprietários de terras. Os autores afirmam que somente por meio da promoção de uma educação ambiental que promova o uso sustentável dos recursos naturais e o desenvolvimento de modelos de uso sustentável, associado a estratégias de conservação, serão capazes de efetivamente conservar as florestas da FOM.

Inúmeros autores como Zucchi et al., 2018, Montagna et al., 2019 e Siminski et al., 2020 demonstram que estratégias de reintrodução, enriquecimento e restauração, para que sejam efetivas, devem ser pautadas em projetos de restauração florestal de baixo custo, que levem em consideração o contexto local e estejam associadas a diversidade de espécies e a diversidade genética.

Além disso, a criação de estratégias de conservação em escala de paisagem como o uso de corredores ecológicos para permitir o fluxo gênico entre as espécies e para minimizar os efeitos das ações antrópicas como a fragmentação, devem ser incorporadas pelo poder público de modo a possibilitar e fortalecer a efetividade do processo de conservação (SEOANE et al., 2010; PEREIRA; CESTARO, 2016).

A promoção de políticas públicas que promovam a manutenção das comunidades locais, especialmente indígenas e agricultores familiares, para atuarem como guardiões da biodiversidade, considerando e valorizando aspectos socioeconômicos e culturais também devem ser implementados como estratégias de conservação (REIS et al., 2014; CÓRDULA et al., 2018).

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por meio do presente estudo é possível concluir que:

I) A FOM vem sofrendo profundas transformações no uso e cobertura do solo, tornando a paisagem cada vez mais antropizada;

II) A silvicultura (floresta plantada - FP) e lavoura (LAV) representam os maiores riscos para a floresta de araucárias e são os principais responsáveis por sua transformação;

III) Os motores de transformação do espaço apresentam determinados padrões espaciais de distribuição na FOM;

IV) Os níveis e a velocidade de transformação e, portanto, a vulnerabilidade dessa formação florestal é superior as demais fitofisionomias presentes na Mata Atlântica;

V) A paisagem da FOM encontra-se mais fragmentada, o que associado com a redução expressiva do habitat, a vulnerabilidade das espécies-chave em termos demográficos e genéticos e em um contexto de mudanças climáticas colocam em risco severo toda a biodiversidade dessa fitofisionomia;

VI) Estimativas otimistas demonstram que menos de 8,7% da FOM apresentam níveis satisfatórios de preservação.

VII) As limitações em termos de resolução espacial podem estar superestimando a área de cobertura florestal natural na FOM.

VIII) Embora as políticas ambientais brasileiras tenham diminuído o desmatamento e a taxa de conversão das formações naturais em usos antrópicos até os anos 2000, o caráter preservacionista das leis ambientais, tornam as leis vulneráveis frente aos diferentes contextos políticos e econômicos, fragilizando a efetividade das legislações ambientais;

IX) As leis e as políticas públicas nacionais não foram efetivas ao estimular a conservação pelo uso da FOM e não foram capazes de reverter o processo de diminuição da cobertura da floresta natural nos últimos 20 anos.

Com base nessas informações e nas discussões apresentadas, novos estudos utilizando ferramentas estatísticas, geoespaciais e geoestatísticas devem ser realizados buscando relacionar as mudanças na paisagem com as mudanças no cenário político (políticas públicas e legislações ambientais); mudanças nos cenários econômicos (ex. flutuações no preço das *commodities*); distribuição espacial (topografia); modelagem de nicho (mudanças climáticas). Essas análises integradas permitirão uma compreensão holística do processo de transformação

da paisagem, identificação de áreas prioritárias para a conservação e proposição de estratégias efetivas para a conservação dessa paisagem cada vez mais ameaçada.

Além disso, estratégias capazes de promover a conservação pelo uso são fundamentais para promover a restauração e a manutenção da paisagem natural dessa formação florestal.

REFERÊNCIAS

- AGUILAR, R. et al. Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. **Molecular ecology**, v. 17, n. 24, p. 5177-5188, 2008.
- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. Capital natural, serviços ecossistêmicos e sistema econômico: rumo a uma “Economia dos Ecossistemas”. **IE Unicamp**, v. 159, 2009.
- ANDREACCI, F.; MARENZI, R. C. Avaliação da aplicação da Resolução CONAMA 04/94 na definição dos estágios sucessionais de fragmentos florestais da Floresta Ombrófila Densa de Santa Catarina. **Biotemas**, Florianópolis, v. 30, n. 4, p. 117-128, dez. 2017.
- ARTAXO, P. Working together for Amazonia. **Science**, v. 363, n. 6425, p. 323-323, 2019.
- ASCEMA. CRONOLOGIA DE UM DESASTRE ANUNCIADO: Ações do governo Bolsonaro para desmontar as políticas de meio ambiente no Brasil. Brasília, 2020. 35 p.
- BACHA, C. J. C. Análise da evolução do reflorestamento no Brasil. **Revista de Economia Agrícola**, v. 55, n. 2, p. 5-24, 2008.
- BACHA, C. J. C. As unidades de conservação do Brasil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 30, n. 4, p. 339-358, 2020.
- BERGAMIN, R. S. et al. Loss of suitable climatic areas for Araucaria forests over time. **Plant Ecology & Diversity**, v. 12, n. 2, p. 115-126, 2019.
- BERGER-TAL, O.; SALTZ, D. Invisible barriers: anthropogenic impacts on inter-and intra-specific interactions as drivers of landscape-independent fragmentation. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 374, n. 1781, p. 20180049, 2019.
- BITENCOURT, A. L. V.; KRAUSPENHAR, P. M. Possible prehistoric anthropogenic effect on *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze expansion during the late Holocene. **Revista Brasileira de paleontologia**, v. 9, n. 1, p. 109-116, 2006.
- BORTONCELLO, V. L. et al. A Exploração da Floresta com Araucárias: Um Enfoque da História Ambiental. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**. v.7, n.3, set.-dez. 2018.
- BRANDT, M. Ampliando as pastagens pelo fogo e pela serra: pecuária e indústria madeireira nos campos do planalto de Santa Catarina. In NODARI, E. S.; CARVALHO, M. M. X.;
- ZARTH, P. A. (Ed.). **Fronteiras fluidas: florestas com araucárias na América Meridional**. Oikos Editora, São Leopoldo: 2018.
- BRASIL. **Decreto Legislativo nº 6.660, de 21 de novembro de 2008**. Regulamenta dispositivos da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. Diário Oficial da União. Brasília, 21

nov 2008 b. Disponível em: <planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6660.htm#art51> . Acesso em: 02 set. 2019.

BRASIL. Decreto Legislativo nº 750, de 10 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, 10 fev 1993.

BRASIL. **Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006.** Lei da Mata Atlântica: Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, 22 dez 2006. Disponível em: <planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11428.htm>. Acesso em: 5 de jul. 2022.

BROOKS et al. Habitat loss and Extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation Biology** 16, 909-923, 2002.

CABRAL, D. C.; CESCO, S. Notas para uma história da exploração madeireira na mata atlântica do sul-sudeste. *Ambiente & Sociedade*, Campinas, v. 11, n. 1, p. 33-48, jan./jun. 2008.

CALGARO, C. et al. **Poder de polícia, desenvolvimento sustentável e socioambientalismo.** Editora fi. Porto Alegre: 2019. 429 p.

CARVALHO, K. H. A. et al. Efeito da área e da produtividade na produção de celulose no Brasil. **Revista Árvore**, v. 36, p. 1119-1128, 2012. Disponível em: <iba.org/publicacoes/relatórios>. Acesso em: 19 jan 2022.

CARVALHO, M. M. X. Os fatores do desmatamento da Floresta com Araucária: agropecuária, lenha e indústria madeireira. *Esboços: histórias em contextos globais*, Florianópolis, v. 18, n. 25, p. 32-52, ago. 2011.

CARVALHO, M. M. X.; NODARI, E. S. A Lumber, o Contestado e a história do desmatamento da floresta de araucária (1911–1950). IV Encontro Nacional da Associação Nacional de Pesquisa e Pós-Graduação em Ambiente e Sociedade (ANPPAS), Brasília, 2008. Disponível em: <anppas.org.br/encontro4/cd/ARQUIVOS/GT5-338-95- 20080504171038.pdf >. Acesso em: 27 nov. 2019.

CASTRO, M. B. et al. Will the emblematic southern conifer *Araucaria angustifolia* survive to climate change in Brazil?. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 2, p. 591-607, 2020.

CHANG, C. C.; TURNER, B. L. Ecological succession in a changing world. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 2, p. 503-509, 2019.

CONAB – Companhia nacional de abastecimento. Informações Agropecuarias: Série histórica das safras. Site. 2022. Disponível em: <conab.gov.br/info-agro/safras/serie-historica-das-safras/iteml.ist/category/911-soja>, Acesso em: 04 de jul de 2022.

CONGEDO, L. Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. **Journal of Open Source Software**, v. 6, n. 64, p. 3172, 2021.

CÓRDULA, E. B. L. et al. Comunidade, meio ambiente e etnociência: saberes locais na conservação dos recursos naturais. **Revista Brasileira De Educação Ambiental (RevBEA)**, v. 13, n. 2, p. 85-103, 2018.

CROSBY, Alfred W. **Imperialismo ecológico: a expansão biológica da Europa (900-1900)**. São Paulo: Companhia das Letras, 1993.

DA CUNHA, E. R. et al. Mapping LULC types in the Cerrado-Atlantic Forest ecotone region using a Landsat time series and object-based image approach: A case study of the Prata River Basin, Mato Grosso do Sul, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 2, p. 1-15, 2020.

DALL'AGNOL, A. et al. O complexo agroindustrial da soja brasileira. **Embrapa Soja-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2007. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/soja/busca-de-publicacoes/-/publicacao/470318/o-complexo-agroindustrial-da-soja-brasileira>>, Acesso em: 05 de jul. 2022.

DESALEGN, T. et al. Land-use/land-cover (LULC) change and socioeconomic conditions of local community in the central highlands of Ethiopia. **International Journal of Sustainable Development & World Ecology**, v. 21, n. 5, p. 406-413, 2014.

ELLIS, Erle C. Ecology in an anthropogenic biosphere. **Ecological Monographs**, v. 85, n. 3, p. 287-331, 2015.

ELLIS, Erle C. et al. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. **Global ecology and biogeography**, v. 19, n. 5, p. 589-606, 2010.

ESCHER, F.; WILKINSON, J. A economia política do complexo Soja-Carne Brasil-China. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 57, p. 656-678, 2019.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.

FANTINI, A. C.; SIMINSKI, A. Manejo de florestas secundárias da Mata Atlântica para produção de madeira: possível e desejável. **Revista Brasileira de Pós-Graduação**, Brasília, v. 13, n. 32, p. 673-698, set./dez. 2016.

FERRANTE, L.; FEARNSIDE, P. M. Brazil's new president and 'ruralists' threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. **Environmental Conservation**, v. 46, n. 4, p. 261-263, 2019.

FIGUEROA, F. et al. Socioeconomic context of land use and land cover change in Mexican biosphere reserves. **Environmental Conservation**, v. 36, n. 3, p. 180-191, 2009.

- FONSECA, F. E. A convergência entre a proteção ambiental e a proteção da pessoa humana no âmbito do direito internacional. **Revista Brasileira de Política Internacional**, v. 50, p. 121-138, 2007.
- FORKUO, E. K. et al. The impact of land use and land cover changes on socioeconomic factors and livelihood in the Atwima Nwabiagya district of the Ashanti region, Ghana. **Environmental Challenges**, v. 5, p. 100226, 2021.
- FREITAS, S. R. et al. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 3, p. 410-417, 2010.
- GAIO, A. **Lei da mata atlântica comentada**. Grupo Almedina, 2019.
- GARVÃO, R. F.; BAIA, S. A. L. N. Legislação Ambiental: um histórico de desafios e conquistas para as políticas públicas brasileiras. **Nova Revista Amazônica**, v. 6, n. 2, p. 93-102, 2018.
- GITAY, H. et al. Climate change and biodiversity. **IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change**. 86 p. 2002.
- GUERRA, M. P.; SILVEIRA, V.; REIS, M. S.; SCHNEIDER, L. Exploração, manejo e conservação da araucária (*Araucaria angustifolia*). In: SIMÕES, L. L.; LINO, C. F. *Sustentável Mata Atlântica: A exploração de seus recursos florestais*. São Paulo: SENAC, 2002. p. 85-102.
- GUNN, P.; CORREIA, T. B. A industrialização brasileira e a dimensão geográfica dos estabelecimentos industriais. **Revista brasileira de estudos urbanos e regionais**, v. 7, n. 1, p. 17-17, 2005.
- HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.
- HANISCH, A. L. et al. Impactos do pastejo do gado e do manejo da pastagem sobre a regeneração arbórea em remanescentes de FOM. **Ciência Florestal**, v. 31, p. 1278-1305, 2021.
- HIRAKURI, M. H.; LAZZAROTTO, J. J. O agronegócio da soja nos contextos mundial e brasileiro [recurso eletrônico] Londrina: Embrapa Soja, 70p. **Documentos/Embrapa Soja**, ISSN, p. 2176-2937. 2014.
- HORA, A. B. Análise da formação da base florestal plantada para fins industriais no Brasil sob uma perspectiva histórica. **BNDS Setorial**: Rio de Janeiro, n. 42, 2015.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Pesquisas; Coordenação de Agropecuária. Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura. **Prod. Extr. veg. e Silv.**, Rio de Janeiro, v. 35, p. 1-8, 2020.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico de uso da terra. 3º ed. **Rio de Janeiro: IBGE.** 171 p., 2013.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **População: Projeções e estimativas da população do Brasil e das Unidades da Federação.** Site Oficial. 2022. Disponível em: < ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/index.html >. Acesso em: 26 de maio de 2022.
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.** Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2018. 492 p.

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Taxa de câmbio comercial para compra: real (R\$) / dólar americano (US\$) – média. **Site.** 2022. Disponível em: <ipeadata.gov.br/ExibeSerie.aspx?serid=38590&module=M>, Acesso em: 05 de jul. 2022.

IRIARTE, J.; BEHLING, H. The expansion of Araucaria Forest in the southern Brazilian highlands during the last 4000 years and its implications for the development of the Taquara/Itararé Tradition. **Environmental archaeology**, v. 12, n. 2, p. 115-127, 2007.

IUCN. THOMAS, P. 2013. *Araucaria angustifolia*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2013:e.T32975A2829141. Disponível em: <dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20131.RLTS.T32975A2829141.en> Acesso em: 07 Jul. 2022.

JHA, C. S. et al. Forest fragmentation and its impact on species diversity: an analysis using remote sensing and GIS. **Biodiversity & Conservation**, v. 14, n. 7, p. 1681-1698, 2005.

JOLY, C. A. et al. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459-473, 2014.

JUNG, M. LecoS - A python plugin for automated landscape ecology analysis. **Ecological informatics**, v. 31, p. 18-21, 2016.

KLEIN, R. M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. *Sellowia*12(12):17- 44. 1960.

KRAMER, A. T. et al. The paradox of forest fragmentation genetics. **Conservation Biology**, v. 22, n. 4, p. 878-885, 2008.

LANDAU, E. C. et al. Variação geográfica do tamanho dos módulos fiscais no Brasil. Sete Lagoas: **Embrapa Milho e Sorgo**, 2012.

LAUTERJUNG, M. B. et al. Phylogeography of Brazilian pine (*Araucaria angustifolia*): integrative evidence for pre-Columbian anthropogenic dispersal. **Tree Genetics & Genomes**, v. 14, n. 3, p. 1-12, 2018.

LEIMU, R. et al. Habitat fragmentation, climate change, and inbreeding in plants. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1195, n. 1, p. 84-98, 2010.

LEITE, E. F.; ROSA, R. Análise do uso, ocupação e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Formiga, Tocantins. **Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia**, v. 4, n. 12, 2012.

LIRA, P. K. et al. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 278, p. 80-89, 2012.

LOWE, A. J. et al. Genetic resource loss following habitat fragmentation and degradation; reconciling predicted theory with empirical evidence. **Heredity**, v. 95, n. 4, p. 255-273, 2005.

LOWE, A. J. et al. The resilience of forest fragmentation genetics—no longer a paradox—we were just looking in the wrong place. **Heredity**, v. 115, n. 2, p. 97-99, 2015.

MACDICKEN, K. et al. Global forest resources assessment 2015: how are the world's forests changing?. **AGRIS, FAO**. 2016.

MAPBIOMAS. Plataforma de uso e cobertura do solo Coleção 6.0 – Brasil. **Site**. EcoStage. 2022. Disponível em: <plataforma.brasil.mapbiomas.org>, Acesso em: 12 de jul. 2022.

MARCHIORO, C. A. et al. Climate change can affect the spatial association between stingless bees and *Mimosa scabrella* in the Brazilian Atlantic Forest. **Apidologie**, v. 51, n. 5, p. 689-700, 2020. **B**

MARCHIORO, Cesar A.; SANTOS, Karine L.; SIMINSKI, Alexandre. Present and future of the critically endangered *Araucaria angustifolia* due to climate change and habitat loss. **Forestry: An International Journal of Forest Research**, v. 93, n. 3, p. 401-410, 2020.

MARTINELLI, G. et al. Avaliação de risco de extinção de espécies da flora brasileira. In: MARTINELLI, G.; MORAES, M. A. **Livro vermelho da flora do Brasil**. CNC Flora, Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Andrea Jakobsson Estudio, Rio de Janeiro, 2013. p. 60–84.

MARTINELLI, G.; MORAES, M. **Livro Vermelho da Flora do Brasil (Red Book of Brazilian Flora)**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro & Andrea Jakobson Estúdio, 2013. 1100 p.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystem and Human Well-Being: a framework for assessment**. Washington DC: Island Press, 2003.

MEDEIROS, R. et al. **Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: sumário executivo**. Brasília: UNEP-WCMC, 2011. 44 p.

MELO, M. A. S.; PENEDO, T. G. A proteção da Mata Atlântica e o princípio da proibição do retrocesso ambiental. **Revista Jurídica da Escola Superior do Ministério Público de São Paulo**, v. 20, 2021.

MITTERMEIER, R. A. et al. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: **Biodiversity hotspots**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2011. p. 3-22.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Proteção e recuperação da Floresta com Araucárias: Propostas de criação de novas Unidades de Conservação Federais no Paraná e em Santa Catarina**. 2005.

MONTAGNA, T. et al. Guidelines for seed collection of *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze: A genetic, demographic and geographic approach. **Forest Ecology and Management**, v. 438, p. 10-17, 2019.

MOSAMMAM, H. M. et al. Monitoring land use change and measuring urban sprawl based on its spatial forms: The case of Qom city. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v. 20, n. 1, p. 103-116, 2017.

MOURA, A. M. M. Trajetória da política ambiental federal no Brasil: Governança ambiental no Brasil, instituições, atores e políticas públicas, **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (Ipea)**, 2016. Disponível em: <<http://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/8470>>, Acesso em: 07 de jul. de 2022.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NODARI, E. S. Florestas com araucárias uma história do antropoceno. In NODARI, E. S.; CARVALHO, M. M. X.; ZARTH, P. A. (Ed.). **Fronteiras fluidas: florestas com araucárias na América Meridional**. Oikos Editora, São Leopoldo: 2018.

OBSERVATÓRIO DO CLIMA – Werneck F., Sordi J., Araújo S.; Angelo C. “PASSANDO A BOIADA” O segundo ano de desmonte ambiental sob Jair Bolsonaro. Observatório do Clima: Janeiro de 2021. Disponível em: <oc.eco.br/wp-content/uploads/2021/01/Passando-a-boiada-1.pdf>. Acesso em: 03 de abril de 2022.

PASQUALETTO, A. O novo código florestal brasileiro. **Revista Ecológica**, v. 3, 2011.

PEREIRA, V. C. O novo código florestal brasileiro: dilemas da consciência ecológica em torno da proteção ambiental. **AMBIENTE & EDUCAÇÃO**, vol. 18. 2013.

PEREIRA, V. H. C.; CESTARO, L. A. Corredores Ecológicos no Brasil: Avaliação sobre os principais critérios utilizados para definição de áreas potenciais. **Caminhos de Geografia, Uberlândia**, v. 17, n. 58, p. 16-33, 2016.

PINTO, L. P. et al. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. **Biologia da conservação: essências. São Carlos: RiMa**, p. 91-118, 2006.

REIS, M. S. et al. Distribuição da diversidade genética e conservação de espécies arbóreas em remanescentes florestais de Santa Catarina. In VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L.; LINGNER, D. V. **Inventário florístico florestal de Santa Catarina: FOM**. Edifurb, Blumenau, v. 1, p. 143-169, 2012.

REIS, M. S. et al. Domesticated landscapes in Araucaria Forests, Southern Brazil: a multispecies local conservation-by-use system. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 6, p. 11, 2018.

REIS, M. S. et al. Landscapes with Araucaria in South America: evidence for a cultural dimension. **Ecology and Society**, v. 19, n. 2, 2014.

RIBEIRO, Milton Cezar et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, A. R.; MATAVELLI, C. J. As principais alterações do Código Florestal Brasileiro. **Revista Brasileira de Criminalística**, v. 9, n. 1, p. 28-35, 2020.

ROSA M. R. AZEVEDO T. R. Nota Técnica o impacto do Despacho nº 4.410/2020 do Ministério do Meio Ambiente (MMA). MapBiomias. 2020. 30 p.

ROSA, M. R. et al. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science advances**, v. 7, n. 4, p. eabc4547, 2021.

ROSOT, M. A. D. et al. Densidade de área florestal como indicador da fragmentação nos bimas Mata Atlântica, Pampa e Caatinga. **Embrapa Florestas-Documents (INFOTECA-E)**, 2021.

SAMPAIO, M. A. P. et al. A “expansão do agronegócio no Brasil”: um dossiê composto por olhares diversos. **Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia**, n. 45, 2020.

SANTOS FILHO, A. O. et al. A evolução do código florestal brasileiro. **Caderno de Graduação-Ciências Humanas e Sociais-UNIT-SERGIPE**, v. 2, n. 3, p. 271-290, 2015.

SAYRE, N. F. The politics of the anthropogenic. **Annual Review of Anthropology**, v. 41, p. 57-70, 2012.

SEOANE, C. E. S. et al. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 207-207, 2010.

SEVEGNANI, L. et al. finais sobre a FOM em Santa Catarina. In VIBRANS, A. C. et al. Inventário florístico florestal de Santa Catarina: Floresta Ombrofila Mista. **Vol. III. Edifurb, Blumenau. 448p**, 2013.

SILVA, G. H. P.; BRANCHI, B. A. A contribuição da política ambiental brasileira na proteção das áreas de conservação urbanas. **Cerrados**, v. 19, n. 1, p. 181-202, 2021.

SILVA, L. G. et al. Fragmentação da mata atlântica de interior: análise de paisagem do corredor verde sul-americano e florestas do alto Paraná. **Boletim de Geografia**, v. 32, n. 3, p. 61-68, 2014.

SILVA, R. F. B. et al. Socioeconomic changes and environmental policies as dimensions of regional land transitions in the Atlantic Forest, Brazil. **Environmental Science & Policy**, v. 74, p. 14-22, 2017.

SILVA, R. F. B. et al. Three decades of land-use and land-cover change in mountain regions of the Brazilian Atlantic Forest. **Landscape and Urban Planning**, v. 204, p. 103948, 2020.

SOARES FILHO, B. et al. Cracking Brazil's forest code. **Science**, 344: 363-364. 2014.

SOMVANSHI, S. S. et al. Monitoring spatial LULC changes and its growth prediction based on statistical models and earth observation datasets of Gautam Budh Nagar, Uttar Pradesh, India. **Environment, Development and Sustainability**, v. 22, n. 2, p. 1073-1091, 2020.

SORTE, C. J. B.; et al. Poised to prosper? A cross-system comparison of climate change effects on native and non-native species performance. **Ecology letters**, v. 16, n. 2, p. 261-270, 2013.

SOS FLORESTAS. **O Código Florestal em perigo. Código Florestal: Entenda o que está em jogo com a reforma da nossa legislação florestal.** CARTILHA . 2011.

SOS MATA ATLÂNTICA, Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais - INPE. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica–Período 2017-2018. **São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica**, p. 65, 2019.

SOUZA JUNIOR, C. et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**. Basel, Switzerland. Vol. 12, n. 17, 27 p., 2020.

SPAROVEK, G. et al. A revisão do Código Florestal brasileiro. **Novos estudos CEBRAP**, n. 89, p. 111-135, 2011.

STACHEWSKI, A. L. Bolsonaro mantém Ministério do Meio Ambiente, mas esvazia pasta. **Revista Época Negócios**, 2019.

SUÁREZ, A.; WATSON, R. T.; DOKKEN, D. J. Climate change and biodiversity. Intergovernmental panel on climate change. 2002. 86 p.

TAGLIARI, M. M. et al. Relict populations of *Araucaria angustifolia* will be isolated, poorly protected, and unconnected under climate and land-use change in Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 30, n. 12, p. 3665-3684, 2021.

THOMSON, K. J. The State of Food and Agriculture 2006: Food Aid for Food Security? Food and Agriculture Organization (FAO). FAO Agriculture Series no. 37. **The Journal of Agricultural Science**, v. 145, n. 4, p. 415-416, 2007.

VARJABEDIAN, R. Lei da Mata Atlântica: retrocesso ambiental. **Estudos avançados**, v. 24, n. 68, p. 147-160, 2010.

VIBRANS, A. C. et al. Inventário florístico florestal de Santa Catarina: Diversidade e conservação dos remanescentes florestais. **Vol. I. Edifurb, Blumenau. 344p**, 2012.

VIBRANS, A. C. et al. Inventário florístico florestal de Santa Catarina: Floresta Ombrofila Mista. **Vol. III. Edifurb, Blumenau. 448p**, 2013.

- VIBRANS, A. C. et al. Structure of mixed ombrophylous forests with *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) under external stress in Southern Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 59, n. 3, p. 1371-1387, 2011.
- VRANCKX, G. U. Y. et al. Meta-analysis of susceptibility of woody plants to loss of genetic diversity through habitat fragmentation. **Conservation biology**, v. 26, n. 2, p. 228-237, 2012.
- WEREGE, M. S. et al. Distribuição natural e habitat da araucária frente às mudanças climáticas globais. **Pesq. flor. bras.**, Colombo, v. 37, n. 91, p. 331-346, jul./set. 2017.
- WILSON, O. J. et al. Cold spot microrefugia hold the key to survival for Brazil's Critically Endangered *Araucaria* tree. **Global change biology**, v. 25, n. 12, p. 4339-4351, 2019.
- XIAO, Y. et al. The diverse effects of habitat fragmentation on plant–pollinator interactions. **Plant Ecology**, v. 217, n. 7, p. 857-868, 2016.
- YOUNG, A. et al. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Trends in ecology & evolution**, v. 11, n. 10, p. 413-418, 1996.
- YOUNG, A. G. et al. Forest fragmentation. **Forest conservation genetics: principles and practice**, p. 123-134, 2000.
- ZAMBRANO, J. et al. The effects of habitat loss and fragmentation on plant functional traits and functional diversity: what do we know so far?. **Oecologia**, v. 191, n. 3, p. 505-518, 2019.
- ZAÚ, A. S. Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos. **Floresta e ambiente**, v. 5, n. 1, p. 160-170, 1998.
- ZOCCAL, R. et al. Distribuição geográfica da pecuária leiteira no Brasil. **Revista de Política Agrícola**, v. 15, n. 4, p. 47-58, 2006.
- ZUCCHI, M. I. et al. Genetic diversity of reintroduced tree populations in restoration plantations of the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 4, p. 694-701, 2018.

APÊNDICE I

Área (ha) e mudanças dos usos e cobertura do solo, e suas respectivas transformações para cada classe entre os anos 1985 (linha) e 2020 (coluna) na fitofisionomia da FOM.

1985/2020	NA	FF	FP	FC	PA	MAP	IU	LAV	Total 1985	Total %
NA	62.399,3	13.769,3	548,6	507,8	469,9	13.452,8	1.563,5	1.014,8	93.725,8	0,6%
FF	26.090,8	5.197.436,6	541.328,1	10.780,3	220.948,2	725.020,5	16.377,2	428.395,2	7.166.377,0	42,4%
FP	869,5	56.200,5	302.433,8	295,2	3.387,1	18.757,0	618,6	21.882,4	404.444,1	2,4%
FC	1.227,5	19.721,7	30.302,9	157.888,4	19.485,5	18.923,9	592,1	21.276,5	269.418,3	1,6%
PA	9.334,5	278.036,9	260.463,1	21.664,9	582.035,9	669.737,2	21.666,5	687.381,7	2.530.320,6	15,0%
MAP	21.402,8	684.372,1	271.026,2	7.610,7	355.407,0	1.070.039,8	35.811,4	706.300,0	3.151.969,9	18,7%
IU	71,1	41,2	1,4	0,6	3,5	60,1	124.090,3	3,9	124.272,1	0,7%
LAV	10.025,6	96.396,1	108.161,4	2.686,5	118.400,8	346.108,9	24.162,2	2.435.749,6	3.141.691,0	18,6%
Total 2020	131.421,2	6.345.974,4	1.514.265,4	201.434,3	1.300.137,8	2.862.100,1	224.881,7	4.302.004,0	16.882.218,8	-
Total %	0,8%	37,6%	9,0%	1,2%	7,7%	17,0%	1,3%	25,5%	-	-

Legenda: NA: Não avaliado; FF: Formação florestal natural; FP: Floresta plantada; FC: Formação campestre; PA: Pastagem; MAP: Mosaico de agricultura e pastagem; IU: Infraestrutura urbana; LAV: Lavoura.

APÊNDICE II

Área (ha) e % de área total dos usos e cobertura do solo da FOM para cada classe, no intervalo de cinco anos, entre os anos 1985 e 2020.

Classe	1985	1985	1990	1990	1995	1995	2000	2000	2005	2005	2010	2010	2015	2015	2020	2020
NA	93725,8	0,6%	94509,9	0,6%	99598,7	0,6%	94845,9	0,6%	103983,4	0,6%	115683,9	0,7%	131791,2	0,8%	131421,1	0,8%
FF	7166373,5	42,4%	6856952,4	40,6%	6700003,7	39,7%	6564629,8	38,9%	6500288,0	38,5%	6501598,9	38,5%	6460448,6	38,3%	6345975,2	37,6%
FP	404443,8	2,4%	511948,7	3,0%	639798,9	3,8%	699581,0	4,1%	790392,8	4,7%	1143046,7	6,8%	1380697,8	8,2%	1514264,7	9,0%
FC	269418,2	1,6%	243913,6	1,4%	236615,0	1,4%	224264,8	1,3%	236742,2	1,4%	217001,8	1,3%	213768,2	1,3%	201434,2	1,2%
PA	2530319,0	15,0%	2271584,6	13,5%	2155247,1	12,8%	2079918,5	12,3%	1766451,2	10,5%	1409106,0	8,3%	1430677,9	8,5%	1300137,1	7,7%
MAP	3151975,8	18,7%	3027333,1	17,9%	2862750,8	17,0%	3193754,2	18,9%	3749175,5	22,2%	3148158,5	18,6%	2868315,7	17,0%	2862100,3	17,0%
IU	124272,0	0,7%	151837,9	0,9%	171011,7	1,0%	187397,8	1,1%	197431,1	1,2%	207140,6	1,2%	217879,1	1,3%	224884,2	1,3%
LAV	3141690,7	18,6%	3724138,6	22,1%	4017192,9	23,8%	3837826,8	22,7%	3537754,6	21,0%	4140482,4	24,5%	4178640,3	24,8%	4302002,0	25,5%

Legenda: NA: Não avaliado; FF: Formação florestal natural; FP: Floresta plantada; FC: Formação campestre; PA: Pastagem; MAP: Mosaico de agricultura e pastagem; IU: Infraestrutura urbana; LAV: Lavoura.