

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA PARA A SUSTENTABILIDADE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DOS
RECURSOS RENOVÁVEIS

Felipe Rosafa Gavioli

**Território, Paisagem e Fragmento: análise multiescalar das dinâmicas de
supressão regular e irregular de vegetação nativa no estado de São Paulo**

Sorocaba

2024

Felipe Rosafa Gavioli

Território, Paisagem e Fragmento: análise multiescalar das dinâmicas de supressão regular e irregular de vegetação nativa no estado de São Paulo

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis para obtenção do título de Doutor em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.

Orientação: Prof. Dr. Paulo Guilherme Molin

Sorocaba

2024

Gavioli, Felipe Rosafa

Território, Paisagem e Fragmento: análise multiescalar das dinâmicas de supressão regular e irregular de vegetação nativa no estado de São Paulo / Felipe Rosafa Gavioli -- 2024.
132f.

Tese de Doutorado - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba
Orientador (a): Paulo Guilherme Molin
Banca Examinadora: Roberta Aversa Valente Botezelli Tolini, Mayla Matsuzaki Fukushima, Pedro Henrique Santin Brancalion, Rogério Hartung Toppa
Bibliografia

1. Legislação ambiental . 2. Conservação da biodiversidade. 3. Planejamento ambiental . I. Gavioli, Felipe Rosafa. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências e Tecnologias Para a Sustentabilidade
Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado do candidato Felipe Rosafa Gavioli, realizada em 12/03/2024.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Paulo Guilherme Molin (UFSCar)

Profa. Dra. Roberta Aversa Valente Botezelli Tolini (UFSCar)

Profa. Dra. Mayla Matsuzaki Fukushima (CETESB)

Prof. Dr. Pedro Henrique Santin Brancalion (ESALQ/USP)

Prof. Dr. Rogério Hartung Toppa (UFSCar)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho só foi possível a partir de múltiplos pontos de apoio, ao longo dos quatro anos de jornada; deste modo agradeço:

A minha esposa Lidiana Estela dos Reis Franco Gavioli e minha filha Alice Reis Rosafa Gavioli, pela compreensão nos momentos de ausência em função da elaboração do trabalho.

Ao amigo e orientador Prof. Dr. Paulo Guilherme Molin, pelo exemplo de pesquisador e professor, e pela acolhida no PPGPUR e no CePe-Geo. Obrigado por nos incentivar a sempre buscar por mais!

À família CETESB - Agência Ambiental de Jundiaí - CJJ, pela troca de conhecimentos e pelo ambiente de trabalho que construímos e mantemos. Agradeço a Eng^a Renata Loes, Eng^o Jorge Sakotani, Eng^o Thyago Alves e Biól. Domenico Tremaroli, gerentes da CJJ durante os anos de elaboração do doutorado.

As amigas e amigos da Escola Superior da CETESB: Adriana Goulart, Priscila Carvalho, Cláudia Schaalman, Lina Aché, Tânia Gasi, Fátima da Silva, Bruno Marcondes, Elizeu Barreto, pela oportunidade em colaborar nos cursos da Escola.

Aos colegas do Centro de Pesquisa e Extensão em Geotecnologias – CePe-Geo da UFSCar campus Lago do Sino, em especial ao Reginaldo, Giulio, Vinicius Cunha, Melodie, Zé Matheus, Patrick Fernandes, Fred Miranda, Alexandre Bonfim, Giovanna Andrade, Camila Cremasco, Michel Liberato e Larissa Lima; que contribuíram com este trabalho mesmo sem se dar conta disto.

À Dra. Angélica Faria Resende, pela troca de ideias, pela leitura crítica de uma versão preliminar deste trabalho, e pelo incentivo em melhorar a elaboração da pesquisa.

Aos professores, colegas e funcionários do PPGPUR da UFSCar. Agradeço em especial a Luciana Kawamura pelo auxílio competente em resolver as dúvidas e pendências burocráticas.

Ao Eng^o Caio Molena e Dra. Raquel Melillo pelos estudos que desenvolvemos ao longo do doutorado, onde testei vários dos processamentos utilizados neste trabalho.

Ao Prof. Dr. Marcos Rosa e Prof. Dr. Pedro Brancalion pelas sugestões no exame de qualificação.

Ao Prof. Dr. Rogério Toppa, a Prof. Dra. Roberta Valente, ao Prof. Dr. Pedro Brancalion e a Profa. Dra. Mayla Fukushima pela participação na banca de defesa.

Ao SIGAM, Painel Verde, PMC CETESB, MapBiomias, OSM e FBDS pela cessão dos dados.

À FAPESP, pelo projeto “Compreendendo florestas restauradas para o benefício das pessoas e da natureza – *NewFor*” (n^o do processo: 2018/18416-2) e projeto Centro de Ciência para o Desenvolvimento “Restauração de vegetação nativa na Mata Atlântica pela combinação estratégica de medidas obrigatórias e compromissos voluntários - CCD-EMA” (n^o do processo 2021/11940-0).

RESUMO

O combate ao desmatamento ilegal é uma prioridade da sociedade e dos governos, visando a redução da emissão de gases de efeito estufa e conservação da biodiversidade. As ações de comando e controle acontecem de forma complexa e são desempenhadas por entidades de licenciamento ambiental e fiscalização dentro de um arranjo institucional que engloba um amplo aparato legislativo de proteção dos remanescentes de vegetação nativa. Um dos aspectos deste aparato protetivo é o regramento estabelecido para a supressão regular de vegetação que, no entanto, é pouco estudado. Conhecer as características da supressão legal de vegetação nativa pode auxiliar na identificação de problemas e na proposição de melhorias no ecossistema fiscalizatório e de licenciamento. O presente estudo se insere neste contexto, e avaliou as dinâmicas da supressão regular e irregular no estado de São Paulo entre 2009 e 2020, a partir de uma abordagem multiescalar. Analisaram-se os processos de supressão regular, supressão irregular fiscalizada, supressão irregular não fiscalizada e regeneração de vegetação nativa no território paulista, considerando como escala o território municipal, e explorando os fatores indutores destes processos, com uso de processamento de dados geográficos e regressões lineares múltiplas. Constatou-se que a supressão legal de vegetação nativa no estado correspondeu a apenas 1,31% do total suprimido entre 2009 e 2020, e a supressão fiscalizada 11,14% do total, resultando que 87,55% da área de vegetação nativa suprimida é ilegal e não fiscalizada. A dinâmica predominante no estado é da regeneração líquida de vegetação nativa, com 229 mil hectares regenerados no período de estudo. O Cerrado paulista apresentou uma situação mais preocupante de supressão ilegal, que atingiu cerca de 3% da área do bioma no estado no período estudado. A supressão regular é vinculada ao desenvolvimento urbano-industrial dos municípios, ao passo que a supressão irregular não fiscalizada está vinculada a disponibilidade de acesso viário, declividade suave e locais mais quentes. A supressão irregular fiscalizada foi relacionada com o percentual de cobertura de vegetação nativa dos municípios e a extensão dos municípios. Depois, as supressões regulares objeto de Autorizações para Supressão de Vegetação Nativa (ASVs) foram avaliadas, a partir de análises geoespaciais e estatísticas, em escala de paisagem, considerada como um raio imediato de entorno ao local da supressão regular objeto da ASV. A supressão regular de vegetação nativa em São Paulo é marcada por pequenas áreas de vegetação em estágios pioneiro e inicial de regeneração, e para fins urbanos, agropecuários e de obras públicas. Do ponto de vista geográfico, a supressão regular se concentra na região da macrometrópole paulista. Identificou-se uma relação importante entre atributos da paisagem e estágio de regeneração da vegetação objeto da ASV, sendo que estágios mais iniciais ocorrem em paisagens mais antropizadas, melhor servidas por acessos viários e de menor declividade. Com base nos resultados obtidos, sugerem-se melhorias nas ações governamentais de combate ao desmatamento ilegal, e ampliação das taxas de supressão regular no estado, bem como apontam-se propostas para estudos futuros. Os resultados obtidos podem auxiliar no entendimento dos indutores das supressões de vegetação nativa no estado, o que contribui para o aperfeiçoamento constante das políticas públicas de manejo, gestão e conservação florestal.

Palavras-chave: Legislação ambiental; Planejamento Ambiental; Conservação da biodiversidade; Paisagem.

ABSTRACT

Combating illegal deforestation is a priority for society and governments, aiming to reduce greenhouse gas emissions and conserve biodiversity. Command and control actions take place in a complex manner and are carried out by environmental licensing entities within an institutional arrangement that encompasses a broad legislative apparatus for the protection of native vegetation remnants. One of the aspects of this protective apparatus is the rule established for the regular suppression of vegetation, which, however, is little studied. Knowing the characteristics of the legal suppression of native vegetation can help identify problems and propose improvements in the fiscalization and licensing ecosystem. The present study is part of this context and evaluated the dynamics of regular and irregular suppression in the state of São Paulo between 2009 and 2020, using a multi-scale approach. First, we analyze the processes of regular suppression, fiscalized irregular suppression, unfiscalized irregular suppression and regeneration of native vegetation in the territory of São Paulo, considering a municipal scale, and exploring the factors that induce these processes, using geographic data processing and multiple linear regressions. We found that legal suppression of native vegetation in the state corresponded to only 1.31% of the total suppressed between 2009 and 2020, and fiscalized suppression accounted for 11.14% of the total, meaning that 87.55% of the area of suppressed native vegetation is illegal and not fiscalized. The predominant dynamic in the state is the net regeneration of native vegetation, with 229 thousand hectares regenerated during the study period. The Cerrado presented a more worrying situation of illegal suppression, which reached around 3% of the biome's area in the state during the period studied. Regular suppression is linked to the urban-industrial development of municipalities, while unfiscalized irregular suppression is linked to the availability of road access, gentle slopes and warmer locations. The irregular suppression monitored was related to the percentage of native vegetation coverage in the municipalities and the extension of the municipalities. Then, the study focused on the regular suppressions through Authorizations for the Suppression of Native Vegetation (ASVs), analyzing the insertion of those ASVs in a landscape, considered as a radius buffer surrounding the coordinate point of the ASV. Geospatial and statistical analyzes were carried out on a landscape scale. The regular suppression of native vegetation in São Paulo is marked by small areas, of vegetation in pioneer and initial stages of regeneration, and for urban, agricultural and public works purposes. From a geographical point of view, regular suppression is concentrated in the São Paulo macro-metropolis region. Was identified an important relationship between landscape attributes and the regeneration stage of the ASV vegetation, with earlier stages occurring in more anthropic landscapes, better served by road access and with lower slopes. Based on the results obtained, improvements are suggested in government actions to combat illegal deforestation, as well as point out proposals for future studies. The results obtained can help in understanding the drivers of native vegetation suppression in the state, which contributes to the constant improvement of public forest management, management and conservation policies.

Keywords: Environmental legislation; Environmental planning; Conservation of biodiversity; Landscape.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização do estado de São Paulo	24
Figura 2 – Supressão total, de vegetação primária, de vegetação secundária, supressão ASV, supressão AIA, supressão ilegal, regeneração e regeneração líquida para cada ano de estudo para o estado de São Paulo.....	30
Figura 3 – Áreas (ha) acumuladas por município e para o período 2009-2020 para supressão ASV (A), supressão AIA (B), supressão de vegetação primária (C), supressão de vegetação secundária (D), supressão total (E), supressão ilegal (F), regeneração (G) e regeneração líquida (H).	31
Figura 4 – Índice local univariado mediano de Moran – <i>hotspots (HH)</i> , <i>coldspots (LL)</i> e <i>outliers (LH, HL)</i> , por município e para o período 2009-2020 para supressão ASV (A), supressão AIA (B), supressão de vegetação primária (C), supressão de vegetação secundária (D), supressão total (E), supressão ilegal (F), regeneração (G) e regeneração líquida (H).	33
Figura 5 – Percentual de supressão total, de vegetação primária, de vegetação secundária, supressão ASV, supressão AIA, supressão ilegal, regeneração e regeneração líquida para cada ano de estudo por bioma paulista – Cerrado e Mata Atlântica.	34
Figura 6 – Distribuição das ASVs estudadas no estado de São Paulo.	79
Figura 7 – Área das ASVs (hectare) e quantidade (nº) de ASVs por estágio de regeneração da vegetação nativa	89
Figura 8 – Área das ASVs (hectare) e quantidade (nº) de ASVs por finalidade da ASV	90
Figura 9 – Mapa de calor / densidade Kernel de ASVs emitidas entre 2009 e 2020.	91
Figura 10 – Mapa de calor / densidade Kernel ASVs por estágio de regeneração da vegetação nativa das ASVs emitidas entre 2009 e 2020.....	92
Figura 11 – Mapa de calor / densidade Kernel ASVs por finalidade de supressão indicada na ASVs emitidas entre 2009 e 2020.....	93
Figura 12 – Exemplos de paisagens e uso e cobertura da terra avaliados no trabalho	94
Figura 13 – Boxplot dos parâmetros das paisagens conforme estágios de regeneração	95
Figura 14 – Boxplot dos parâmetros das paisagens conforme finalidade da ASV.....	97
Figura 15 – Boxplot dos parâmetros das paisagens conforme bioma	98

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Base de dados geográficos utilizados no estudo.....	26
Tabela 2 – Coeficiente de determinação (R^2) do modelo, estatística t e valor de p para as principais variáveis socioeconômicas e biofísicas correlacionadas com cada categoria de estudo.	35
Tabela 3 – Modelos de regressão linear múltipla adotados no estudo	63
Tabela 4 – Testes de Durbin-Watson para os modelos escolhidos.	70
Tabela 5 – Base de dados geográficos utilizados no estudo.....	82
Tabela 6 – Classes de uso e ocupação da terra utilizadas no estudo.	84
Tabela 7 – Pesos atribuídos (r) para as classes de uso e cobertura utilizadas no estudo.	85
Tabela 8 – Descrição das finalidades de supressão que constam das ASVs	87
Tabela 9 – Parâmetros médios da paisagem associados ao estágio de regeneração da vegetação nativa na ASV emitida	95
Tabela 10 – Parâmetros médios da paisagem associados a finalidade da ASV emitida	96
Tabela 11 – Parâmetros médios da paisagem associados às tipologias de vegetação nativa indicadas nas ASVs	98
Tabela 12 – Número de ASVs, área autorizada e parâmetros da paisagem associados as notas de ITA	99
Tabela 13 – Coeficiente de determinação (R^2) do modelo, estatística t e valor de p para os parâmetros de paisagem estudados em relação a sua influência na conformação do ITA para o recorte analítico estágio de regeneração.	100
Tabela 14 - Regressões lineares múltiplas efetuadas para ITA e variáveis explanatórias para cada estágio de regeneração.	120
Tabela 15 – Testes de Durbin-Watson para os modelos escolhidos	122

SUMÁRIO

1. CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO GERAL.....	7
1.2 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	12
2. CAPÍTULO II – DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL E FATORES DE INDUÇÃO DOS PROCESSOS DE SUPRESSÃO REGULAR, IRREGULAR E REGENERAÇÃO DE VEGETAÇÃO NATIVA NO ESTADO DE SÃO PAULO ENTRE 2009 E 2020.	17
RESUMO	17
ABSTRACT.....	18
2.1 INTRODUÇÃO	19
2.2. METODOLOGIA	23
2.2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	23
2.2.2 BASE DE DADOS E PROCESSAMENTO.....	24
2.3. RESULTADOS.....	29
2.3.1 VISÃO GERAL	29
2.3.2 CONDICIONANTES DA SUPRESSÃO/REGENERAÇÃO	34
2.4. DISCUSSÃO.....	36
2.4.1. PREDOMÍNIO DA SUPRESSÃO ILEGAL NÃO FISCALIZADA NO ESTADO DE S. PAULO	36
2.4.2 MUDANÇAS NA LEGISLAÇÃO E NO AMBIENTE POLÍTICO IMPULSIONAM A SUPRESSÃO	38
2.4.3 REGENERAÇÃO LÍQUIDA E SUPRESSÃO DE VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA SÃO OS PROCESSOS PREDOMINANTES.....	39
2.4.4 REGIÕES SUL E SUDESTE DO ESTADO CONCENTRAM SUPRESSÃO.....	41
2.4.5. CERRADO PAULISTA APRESENTA MAIOR TAXA DE SUPRESSÃO ILEGAL QUANDO COMPARADO COM A MATA ATLÂNTICA.....	42
2.4.6. RELAÇÃO SUPRESSÃO E VARIÁVEIS PREDITORAS	43
2.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	48
2.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	49
2.7. MATERIAL SUPLEMENTAR	63
3. CAPÍTULO III – CARACTERIZAÇÃO DA SUPRESSÃO REGULAR DE VEGETAÇÃO NATIVA OCORRIDA NO ESTADO DE SÃO PAULO ENTRE 2009 E 2020 SOB A ÓTICA DA PAISAGEM	71
RESUMO	71
ABSTRACT.....	72
3.1 INTRODUÇÃO	73
3.2 METODOLOGIA	78
3.2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	78
3.2.2 BASE DE DADOS GEOGRÁFICOS.....	80
3.2.3. DELIMITAÇÃO E ANÁLISE DAS PAISAGENS.....	83
3.2.4. ANÁLISES ESTATÍSTICAS	88
3.3. RESULTADOS.....	89
3.3.1. PANORAMA DAS ASVS ESTUDADAS	89
3.3.2 PANORAMA DAS PAISAGENS ASSOCIADAS AS ASVS.....	94
3.3.3 CONDICIONANTES DA ANTROPIZAÇÃO DAS PAISAGENS	100
3.4 DISCUSSÃO.....	101
3.4.1. FINALIDADES URBANAS E DE INFRAESTRUTURA E ESTÁGIOS INICIAIS SÃO PREDOMINANTES NA SUPRESSÃO LEGAL PAULISTA	101
3.4.2. ASSOCIAÇÃO ENTRE ESTÁGIO DE REGENERAÇÃO DA VEGETAÇÃO OBJETO DA ASV E ANTROPIZAÇÃO DA PAISAGEM DE ENTORNO.....	103
3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	106
3.6 REFERÊNCIAS	107
3.7 MATERIAL SUPLEMENTAR	120
4. CAPÍTULO IV - CONCLUSÃO GERAL.....	124

1. CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO GERAL

A manutenção e restauração de florestas nativas em paisagens antropizadas têm sido apontadas por diversos estudos como estratégias centrais para a promoção de serviços ecossistêmicos de interesse para a sociedade, tais como provisionamento de água, estocagem de carbono, aumento das populações de insetos polinizadores, regulação climática, dentre outros (SCHMIDT et al., 2019, REED et al., 2017; ALEXANDER et al., 2016). No Brasil, um país mega-diverso e com a maior área remanescente de floresta tropical do planeta (BROCK et al., 2021), cerca de 53% da vegetação nativa, dos diversos biomas brasileiros, se encontram em propriedades privadas (SOARES-FILHO et al., 2014). Esta vegetação nativa mantém cerca de 30% de todo o estoque de carbono acima do solo (FREITAS et al., 2017), apontando para a relevância da preservação e ampliação destes fragmentos tanto para a conservação da biodiversidade quanto para a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas (GARDON et al., 2020). Considerando dois *hotspots* de biodiversidade do país – Cerrado e Mata Atlântica (MYERS et al., 2000) – verifica-se que as propriedades privadas equivalem a 91,28% do território total do Cerrado e 88,52% do território da Mata Atlântica. Estas propriedades privadas concentram 50,19% da vegetação nativa no Cerrado e 20,10% da vegetação nativa na Mata Atlântica, ou um total de 110,6 milhões de hectares de formações naturais nestes dois relevantes biomas (SILVA et al., 2021).

Nas propriedades privadas, a vegetação nativa é protegida pelas restrições impostas pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN – Lei Federal 12.651/2012), que se concretizam na instituição de reservas legais, definidas como um percentual a ser mantido como vegetação nativa no interior das propriedades rurais, variável conforme o bioma, e na delimitação das áreas de preservação permanente, que são áreas especialmente protegidas associadas a nascentes, corpos hídricos, área de elevadas declividade, dentre outros sítios de fragilidade ambiental, e que devem ser mantidas com vegetação nativa ou serem restauradas (BRASIL, 2012). Parte desta vegetação nativa nas propriedades privadas se encontra em áreas comuns não protegidas, isto é, fora de reserva legal ou área de preservação permanente nos termos na LPVN, estando, portanto, susceptível à supressão regular. No Brasil, este montante de vegetação nativa em área comum não protegida é da ordem de 72 milhões de hectares (MELLO, BRITES, 2021). Mello et al. (2022) estimam que, no estado de São Paulo, este excedente de vegetação nativa é de 645 mil hectares, sendo 580 mil hectares na Mata Atlântica e 65 mil hectares em Cerrado.

A possibilidade de supressão regular da vegetação nativa localizada em área comum não protegida é regulamentada por legislações específicas para cada bioma, além da LPVN. No caso da Mata Atlântica, a Lei Federal 11.428/2006 estabelece diretrizes para a proteção dos remanescentes florestais do bioma em todo o território brasileiro (BRASIL, 2006), sendo que no estado de São Paulo os dispositivos da Lei 11.428/2006 aplicáveis para a supressão de vegetação nativa em perímetros urbanos (artigos 30 e 31) foram detalhados na Resolução SIMA 80/2020 (SÃO PAULO, 2020). No caso do Cerrado, o estado de São Paulo publicou em 2009 a Lei Estadual 13.550, aplicável à vegetação nativa de Cerrado incidente no estado (SÃO PAULO, 2009a).

Ambos os instrumentos legais permitem a supressão de parte da vegetação nativa incidente em área comum não protegida nas propriedades privadas, em acordo com o estágio de regeneração do fragmento (pioneiro, inicial, médio, avançado ou primário), considerando a finalidade da supressão (obras de utilidade pública, interesse social ou outras atividades) e da sua localização, em perímetro urbano ou rural, sendo que, grosso modo, as possibilidades de supressão regular são maiores para a vegetação nativa em estágios mais iniciais de regeneração, e localizada em áreas urbanas. Ainda no estado de São Paulo, toda supressão autorizada de vegetação nativa é vinculada a um compromisso de compensação ambiental, mediante restauração ecológica de uma área degradada e/ou destinação para preservação de um fragmento de vegetação nativa existente. O balanço entre área autorizada para supressão (passivo) e área necessária para compensação ambiental (ativo) é estabelecido pela Resolução SEMIL 02/2024, que determina parâmetros variáveis de compensação ambiental entre 1,25 a 6,0 vezes a área autorizada para supressão, dependendo do estágio de regeneração e da localização geográfica da vegetação suprimida (SÃO PAULO, 2024).

Neste contexto, o estágio de regeneração da mancha de vegetação nativa pleiteada para supressão é um aspecto central, que condiciona tanto a possibilidade de supressão legal quanto o compromisso resultante de compensação ambiental. Para fins de aplicação da legislação no estado de São Paulo, os estágios sucessionais foram definidos para as fisionomias de Mata Atlântica pela Resolução CONAMA 01/1994 (BRASIL, 1994) e para as fisionomias de Cerrado pela Resolução SMA 064/2009 (SÃO PAULO, 2009b). Ambas as resoluções estabelecem que as manchas de vegetação nativa podem se apresentar no estágio secundário pioneiro (menos complexo), inicial, médio e avançado (mais complexo), além do estágio primário que em tese representa o fragmento de vegetação nativa não perturbado por ações antrópicas, e trazem diversos indicadores de estrutura e composição para definir estes estágios. O conceito de base

destas resoluções é a ideia de sucessão ecológica, na acepção teórica que vigorava na segunda metade do século XX, que considera a sucessão como um processo cumulativo e unidirecional de transformação das manchas de vegetação nativa, que gradualmente se desenvolvem de níveis baixos para níveis mais elevados de diversidade e complexidade estrutural (GLEEN-LEWIN et al., 1992). Esta acepção da sucessão ecológica é focada na composição das plantas vasculares no nível da mancha e sua substituição ao longo de um gradiente temporal (POORTER et al., 2023). Com o avanço do conhecimento ecológico, a teoria da sucessão passou a observar também as relações entre estrutura e função de uma determinada mancha com a composição e configuração da paisagem de entorno, considerando como a matriz afeta a qualidade biológica das manchas a partir de processos de dispersão de propágulos. Mais recentemente, esta abordagem da sucessão desde a ótica da paisagem vem incorporando o componente antrópico, com vistas a analisar de que forma os arranjos socioecológicos (econômicos, culturais, políticos) engendram práticas de manejo e dinâmicas de mudanças de uso e cobertura da terra que afetam as rotas sucessionais das manchas em uma dada paisagem (POORTER et al., 2023).

Exemplos destas relações complexas podem ser observadas no estudo de César et al. (2021), no qual os autores apontam que os indicadores de diversidade, estrutura e função de manchas florestais tem mais relação com o uso e cobertura da terra da paisagem de entorno do que com a idade da mancha. Nesta mesma linha, Jakovac et al. (2021) destacam que as condições atuais e históricas de uso da terra direcionam as rotas sucessionais, com implicações importantes para a restauração de florestas tropicais. Já em Arroyo-Rodriguez et al. (2023) os autores identificaram que em paisagens de baixa cobertura florestal (até 40%) ou elevada cobertura florestal (superior a 60%) existe uma previsibilidade maior dos processos sucessionais do que em paisagens de cobertura florestal intermediária (40% a 60%). Sem embargo, paisagens com pelo menos 40% de cobertura florestal já apresentam resiliência e são capazes de ofertar serviços ecossistêmicos (ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2020). Estes estudos evidenciam a importância da configuração e composição das paisagens na qualidade biológica de manchas de vegetação nativa. Esta qualidade, expressa em termos estruturais e de diversidade, é por sua vez enquadrada pela legislação vigente nos estágios sucessionais, que engendram as possibilidades de supressão regular.

Longe de ser um processo homogêneo, a supressão de vegetação nativa envolve múltiplas e complexas interações de fatores que variam temporalmente, espacialmente e institucionalmente (JAMALUDIN et al., 2022). Assim, a intenção de manter ou suprimir a vegetação nativa envolve, além do regramento legal, fatores biofísicos que determinam a

aptidão do local para outros usos, como atividades agrícolas por exemplo. Existem também fatores socioeconômicos e políticos envolvidos na decisão dos agentes em preservar ou suprimir vegetação nativa, tais como acesso a mercados e infraestrutura de logística, ou políticas de crédito ou subsídios para a expansão de atividades econômicas em áreas de vegetação natural (MITSUDA, ITO, 2011). Por fim, o manejo do uso do solo envolve, ainda, fatores subjetivos tais como valores e motivações dos proprietários em relação à manutenção da vegetação nativa e ao uso pretendido para as propriedades (FARINACI et al., 2014).

Em regiões de economia dinâmica e densamente urbanizadas, como o estado de São Paulo, nas quais a manutenção da vegetação nativa e de suas contribuições para o desempenho dos serviços ecossistêmicos adquire ainda mais relevância, conhecer a dinâmica da supressão dos fragmentos pode oferecer subsídios relevantes para entender os indutores destas conversões, auxiliando na formulação das políticas destinadas à conservação da vegetação nativa em propriedades privadas e ao planejamento do território. Neste escopo, é relevante diferenciar os processos de supressão regular (autorizada pelo órgão ambiental competente), irregular fiscalizada (objeto de autuações), e irregular não fiscalizada, na perspectiva de identificar qual é, de fato, a eficiência dos procedimentos administrativos de comando e controle, baseados na aplicação da legislação pelas entidades competentes, para regular o desmatamento no território.

No que se refere a esta supressão regular, desde 2009, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) é a entidade responsável por emitir as Autorizações para Supressão de Vegetação (ASVs) nativa. As ASVs são emitidas mediante abertura de processo administrativo motivado pelo proprietário ou interessado na supressão, no âmbito das atribuições de licenciamento ambiental da agência ambiental paulista. Cada ASV emitida, além da área de vegetação nativa autorizada para corte, traz outras informações como: par de coordenadas geográficas de localização, estágio de regeneração da vegetação autorizada para supressão e finalidade da supressão.

Em relação a supressão irregular fiscalizada, a entidade paulista privilegiada para atuar nesta fiscalização é a Polícia Militar Ambiental (PAMB). Criada em 1934, por força do primeiro Código Florestal brasileiro, a PAMB é uma unidade de policiamento vinculada a Polícia Militar do Estado de São Paulo, estando estruturada em cinco batalhões. A atuação de fiscalização da PAMB parte da lavratura de Autos de Infração Ambiental (AIAs), embasados na legislação federal de crimes ambientais, que englobam, entre outros, supressão de vegetação nativa e

intervenções em áreas protegidas sem a competente autorização do órgão ambiental (ANDRADE, 2019).

Quanto a supressão irregular não fiscalizada, esta pode ser estimada com base em produtos de sensoriamento remoto, que identificam a conversão de áreas de floresta ou de vegetação nativa para outros usos da terra, subtraindo do montante total de áreas suprimidas identificadas as áreas autorizadas ou efetivamente fiscalizadas. Dentre os vários produtos de sensoriamento remoto disponíveis para uso, destaca-se os mapeamentos de uso e cobertura da terra e transições da iniciativa MapBiomas, elaborados a partir de imagens do Landsat com 30 metros de resolução espacial (SOUZA et al., 2020).

Pode-se considerar, assim, que a vegetação nativa incidente em propriedades privadas se encontra tensionada entre conservação e conversão, mediada pelos fatores legais, institucionais, socioeconômicos, biofísicos e subjetivos de cada contexto específico, sendo que esta conversão pode ser enquadrada em três categorias – regular/autorizada, irregular fiscalizada e irregular não fiscalizada. A presente tese se insere neste contexto de disputa entre conservação e conversão das manchas de vegetação nativa, e busca, de modo geral, analisar de forma sistemática as dinâmicas de supressão regular e irregular de vegetação nativa no estado de São Paulo. Busca-se compreender as diferenças entre as supressões regulares, e irregulares fiscalizadas ou não, destacando os fatores indutores de tais processos (Capítulo II). Também busca-se caracterizar, pela primeira vez, as relações entre fragmentos autorizados para supressão e paisagem de entorno, identificando padrões que possam caracterizar o estágio sucessional e *hotspots* de supressão regular no território paulista (Capítulo III).

Indica-se, ainda, que a presente tese está inserida no contexto do projeto temático FAPESP intitulado “Compreendendo florestas restauradas para o benefício das pessoas e da natureza – *NewFor*” (nº do processo: 2018/18416-2), cujo pesquisador coordenador é o Prof. Dr. Pedro Henrique Santin Brancalion (ESALQ/USP) e um dos pesquisadores principais, responsável pelas atividades que envolvem geotecnologias, é o Prof. Dr. Paulo Guilherme Molin (UFSCar/CCN). Este projeto também se insere no contexto do projeto Centro de Ciência para o Desenvolvimento FAPESP denominado “Restauração de vegetação nativa na Mata Atlântica pela combinação estratégica de medidas obrigatórias e compromissos voluntários - CCD-EMA” (nº do processo 2021/11940-0), com coordenação do Prof. Dr. Paulo Guilherme Molin (UFSCar/CCN).

1.2 REFERÊNCIAS

ALEXANDER, S.; ARONSON, J.; WHALEY, O; LAMB, D. The relationship between ecological restoration and the ecosystem services concept. *Ecology and Society* 21 (1):34. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08288-210134>

ANDRADE, V.A.D. A legislação ambiental e seus efeitos no controle dos danos ambientais e na recomposição de áreas legalmente protegidas: uma análise no período de 1987 – 2018 para a região central do estado de São Paulo (Brasil). 2019. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/12233>.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 01 de 31 de janeiro de 1994. Dispõe sobre os estágios de regeneração da vegetação nativa da Mata Atlântica paulista. *Diário Oficial da União, Brasília*: 31 janeiro 1994. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/licenciamento/documentos/1994_Res_CONAMA_1.pdf

ARROYO-RODRÍGUEZ, V., RITO, K.F., FARFÁN, M., NAVIA, I.C., MORA, F., ARREOLA-VILLA, F., BALVANERA, P., BONGERS, F., CASTELLANOS-CASTRO, C., CATHARINO, E.L.M., CHAZDON, R.L., DUPUY-RADA, J.M., FERGUSON, B.G., FOSTER, P.F., GONZÁLEZ-VALDIVIA, N., GRIFFITH, D.M., HERNÁNDEZ-STEFANONI, J.L., JAKOVAC, C.C, JUNQUEIRA, A.B., JONG, B.H.J., LETCHER, S.G., MAY-PAT, F., MEAVE, J.A., OCHOA-GAONA, S., MEIRELLES, G.S., MUÑIZ-CASTRO, M.A., MUÑOZ, R., POWERS, J.S., ROCHA, G.P.E., ROSÁRIO, R.P.G., SANTOS, B.A., SIMON, M.F., TABARELLI, M., TUN-DZUL, F., BERG, E., VIEIRA, GUADALUPE, D.L.M., MARTÍNEZ-RAMOS, M. Landscape-scale forest cover drives the predictability of forest regeneration across the Neotropics. *Proc. R. Soc. B.* 290. 2023. Doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.2022.2203>.

ARROYO-RODRIGUEZ, V., FAHRIG, L., TABARELLI, M., WATLING, J., TISCHENDORF, L., BENCHIMOL, M., CAZETTA, E., FARIA, D., LEAL, I. R., MELO, F. P. L., MORANTE-FILHO, J., SANTOS, B. A., ARASA-GISBERT, R., ARCE-PEÑA, N., CERVANTES-LÓPEZ, M. J., VALENZUELA, S. C., ACEDO, C. G., SAN-JOSÉ, M., VIEIRA, I. C. G. SLIK, J. W. F., NOWAKOWSKI, A. J., TSCHARNTKE, T. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology Letters* p.1-17, 2020. DOI: 10.1111/ele.13535.

BRASIL. Lei nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília: 26 dezembro 2006. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111428.htm

BRASIL. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília: 28 maio 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm

BROCK, R.C., ARNELL, A., SIMONSON, W. et al. Implementing Brazil's Forest Code: a vital contribution to securing forests and conserving biodiversity. *Biodiversity Conservation*, 30, 1621–1635, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02159-x>

FARINACI, J. S., RUSEVA, T. B., TUCKER, C. M., EVANS, T. P., BATISTELLA, M. Humans as agents of change in forest landscapes. In: AZEVEDO, J. C.; PERERA, A. H.; PINTO, M. A. (Eds.). *Forest Landscapes and Global Change: Challenges for Research and Management*. New York: Springer, 2014. pp. 75-105.

FREITAS, F. L. M., ENGLUND, O., SPAROVEK, G., BERNDDES, G., GUIDOTTI, V., PINTO, L. F. G., MÖRTBERG, U. Who owns the Brazilian carbon? *Global Change Biology*, v.24, n.5, p.2129-2142, 2017.

GARDON, F.R., SANTOS, R.F., RODRIGUES, R.R., Brazil's forest restoration, biomass and carbon stocks: A critical review of the knowledge gaps, *Forest Ecology and Management*, Volume 462, 2020 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117972>.

GLENN-LEWIN, D.C., PEET, R.K., VEBLER, T.T., *Plant succession: theory and prediction*. Chapman & Hall, 1992.

JAKOVAC, C.C., JUNQUEIRA, A.B., CROUZEILLES, R., PEÑA-CLAROS, M., MESQUITA, R.C.G. AND BONGERS, F. The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. *Biol Rev*, 96: 1114-1134, 2021. <https://doi.org/10.1111/brv.12694>

JAMALUDIN, J., ALBAN, J.D.T., CARRASCO, L.R., WEBB, E.L. Spatiotemporal analysis of deforestation patterns and drivers reveals emergent threats to tropical forest landscapes. *Environmental Research Letters*, v.17, n.5, 2022. Doi: 10.1088/1748-9326/ac68fa

MELLO, K., BRITES, A. Status de legalidade de imóveis rurais. In: IGARI, A.T., BRITES, A., VALDIONES, A.P, et al. Observatório do Código Florestal: Código Florestal – avaliação 2017-2020, p.22-25, 2021. Doi: DOI: 10.13140/RG.2.2.11564.59528

MELLO, K., BRITES, A., BORGES-MATOS, C., TAVARES, P.A., METZGER, J.P., RODRIGUES, R.R., SANTOS, Z.L., JOLY, C.A., SPAROVEK, G. Ciência e implementação de política ambiental: o caso do Código Florestal no Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 22, 2022. Doi: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2022-1373>

MITSUDA, Y., ITO, S. A review of spatial-explicit factors determining spatial distribution of land use/land-use change. *Landscape Ecol Eng* 7, 117–125, 2011. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11355-010-0113-4>

MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B., KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, 24, p.853-858, 2000. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/35002501.pdf>

POORTER, L., AMISSAH, L., BONGERS, F., HORDIJK, I., KOK, J., LAURANCE, S.G.W., LOHBECK, M., MARTÍNEZ-RAMOS, M., MATSUO, T., MEAVE, J.A., MUÑOZ, R., PEÑA-CLAROS, M. AND VAN DER SANDE, M.T. Successional theories. *Biol Rev*, 98: 2049-2077, 2023. Doi: <https://doi.org/10.1111/brv.12995>

REED, J.; VIANEN, J.V.; FOLI, S.; CLENDENNING, J.; YANG, K.; MACDONALD, M.; PETROKOFKY, G.; PADOCH, C.; SUNDERLAND, T. Trees for life: the ecosystem service contribution of trees to food production and livelihoods in the tropics. *Forest Policy and Economics*, v.84, p.62-71, 2017. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.forpol.2017.01.012>

SÃO PAULO. Lei 13.550 de 02 de junho de 2009a. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Cerrado no Estado, e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado, 02.junho.2009. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2009/lei-13550-02.06.2009.html>

SÃO PAULO. Resolução SMA nº 64 de 10 de setembro de 2009b. Dispõe sobre o detalhamento das fisionomias de Vegetação de Cerrado e de seus estágios de regeneração, conforme Lei Estadual nº 13.550 de 2 de junho de 200 e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado, 10.setembro.2009. Disponível em: https://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamento/documentos/2009_Res_SMA_64.pdf

SÃO PAULO. Resolução SIMA nº 80 de 16 de outubro de 2020. Dispõe sobre os procedimentos para análise dos pedidos de supressão de vegetação nativa para parcelamento do solo, condomínios ou qualquer edificação em área urbana, e o estabelecimento de área permeável na área urbana para os casos que especifica. Diário Oficial do Estado, 20.outubro.2020. Disponível em: <https://smastr16.blob.core.windows.net/legislacao/sites/40/2020/10/resolucao-sima-080-2020-processo-cetesb-060968-2020-01-proc-para-analise-dos-pedidos-de-supressao-de-vegetacao-nativa-para-parcelamento-do-solo-em-area-urbana-3.pdf>

SÃO PAULO. Resolução SEMIL nº 02 de 02 de janeiro de 2024. Dispõe sobre critérios parâmetros para a compensação ambiental devida em razão da emissão de autorização, pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, para supressão de vegetação nativa, corte de árvores isoladas ou intervenções em Áreas de Preservação Permanente - APP em áreas rurais e urbanas do Estado de São Paulo. Diário Oficial do Estado, 03.janeiro.2024. Disponível: https://www.imprensaoficial.com.br/DO/BuscaDO2001Documento_11_4.aspx?link=%2f2024%2fexecutivo+secao+i%2fjaneiro%2f03%2fpag_0030_5a94a2cf7ba746ccd88fafc5c6b64aff.pdf&pagina=30&data=03/01/2024&caderno=Executivo%20I&paginaordenacao=100030

SCHMIDT, K.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; PHILLIPS, P. M.; JULIUS, E.; MAKAN, N.; WALZ, A. Key landscape features in the provision of ecosystem services: insights for management. *Land Use Policy*, v. 82, p.353-366. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.12.02>.

SILVA, J.M.C., PINTO, L.P., SCARANO, F.R. Toward integrating private conservation lands into national protected area systems: Lessons from a megadiversity country. *Conservation Science and Practice*. 2021; 3:e433. <https://doi.org/10.1111/csp2.433>

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, RR.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's Forest Code. *Science*. vol. 344, p.363-364. 2014. Doi: 10.1126/science.1246663

SOUZA C.M. JR., SHIMBO J., ROSA M.R., PARENTE L.L., ALENCAR A, RUDORFF BFT, HASENACK H, MATSUMOTO M, G. FERREIRA L, SOUZA-FILHO PWM, DE OLIVEIRA SW, ROCHA WF, FONSECA AV, MARQUES CB, DINIZ CG, COSTA D, MONTEIRO D, ROSA ER, VÉLEZ-MARTIN E, WEBER EJ, LENTI FEB, PATERNOST FF, PAREYN FGC, SIQUEIRA JV, VIERA JL, NETO LCF, SARAIVA MM, SALES MH, SALGADO MPG, VASCONCELOS R, GALANO S, MESQUITA VV, AZEVEDO T. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*. v.12, n.17:2735, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

2. CAPÍTULO II – DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL E FATORES DE INDUÇÃO DOS PROCESSOS DE SUPRESSÃO REGULAR, IRREGULAR E REGENERAÇÃO DE VEGETAÇÃO NATIVA NO ESTADO DE SÃO PAULO ENTRE 2009 E 2020.

RESUMO

O desmatamento de vegetação nativa é um processo complexo, que resulta em redução na oferta de serviços ecossistêmicos. A existência de um arcabouço legal e institucional de comando e controle é uma das estratégias de combate ao desmatamento, que, no Estado de São Paulo, se dá através do licenciamento ambiental das supressões e da fiscalização dos cortes ilegais. No entanto, a efetividade destes mecanismos é pouco estudada, visto que não se sabe o quanto da supressão de vegetação nativa observada é regular, nem o quanto é objeto de ações de fiscalização. O presente estudo se situa nesta lacuna de conhecimento, e teve por objetivo avaliar a dinâmica da supressão regular, irregular fiscalizada, irregular não fiscalizada, assim como a regeneração de vegetação nativa no estado de São Paulo, entre os anos de 2009 a 2020, a partir de um recorte municipal. Foram coletados e compilados dados oficiais de emissão de autorizações para supressão de vegetação nativa e de autos de infração ambiental, bem como dados da supressão e regeneração observada a partir de sensoriamento remoto. Também foram avaliados os fatores de indução dos processos de supressão e regeneração, a partir de regressões lineares múltiplas com uso de variáveis biofísicas e socioeconômicas. No período estudado houve a supressão de 496.680 hectares de vegetação nativa no estado de São Paulo, dos quais 6.534 hectares (1,31%) foram suprimidos regularmente e 55.346 hectares (11,14%) foram objeto de ações fiscalizatórias, enquanto 87,54% da supressão observada, ou 434.799 hectares, é irregular não fiscalizada. No período analisado, houve regeneração de vegetação nativa em 726.179 hectares, com incremento líquido de vegetação nativa de 229.499 hectares. O Cerrado apresentou, relativamente, maior taxa de supressão ilegal, que abrangeu 3% do bioma no período. A supressão irregular não fiscalizada é favorecida por fatores como declividade suave, acesso viário, e temperatura; enquanto a supressão regular foi associada a fatores vinculados ao desenvolvimento urbano-industrial dos municípios, como densidade populacional e peso do setor industrial na economia. Mesmo no estado mais rico da federação, a supressão ilegal de vegetação nativa ainda é um problema relevante, havendo necessidade de melhoria nos sistemas de comando e controle e incentivos à manutenção de florestas, de modo a atingir os objetivos de conservação e restauração no território.

Palavras-chave: Licenciamento ambiental, Comando e controle, Uso e cobertura da terra, Conservação florestal.

ABSTRACT

Deforestation of native vegetation is a complex and multifaceted process, which results in significant impacts of reduction of ecosystem services for societies. The existence of a solid legal and institutional command and control framework is one of the strategies to combat deforestation, which takes place through environmental licensing of suppressions and inspection of illegal native vegetation suppression. However, the effectiveness of these mechanisms is still little studied, and it is not known how much of the observed suppression of native vegetation is regular, supported by authorization, and how much is subject to inspection actions. The present study addresses this gap in knowledge, and evaluated the dynamics of regular, irregular supervised, irregular unsupervised suppression as well regeneration of native vegetation in the state of São Paulo, between the years 2009 and 2020, from a municipal perspective. Official data on the issuance of authorizations for the suppression of native vegetation and environmental infraction notices were collected and compiled, as well as data on suppression/regeneration observed from remote sensing. We also evaluated the factors inducing suppression/regeneration processes, based on multiple linear regressions using biophysical and socioeconomic variables. During the period studied, 496,680 hectares of native vegetation were suppressed in the state of São Paulo, of which 6,534 hectares (1.31%) were regularly suppressed and 55,346 hectares (11.14%) were subject to inspection actions, of which 87,54% of the observed suppression, or 434,799 hectares, is illegal and unmonitored. During the period, there was regeneration of native vegetation in 726,179 hectares, resulting in a net increase in native vegetation of 229,499 hectares. The Cerrado had a relatively higher rate of illegal suppression, which covered 3.09% of the biome during the study period, while in the Atlantic Forest illegal suppression corresponded to 1.4% of the biome. Illegal suppression is concentrated in the central-south region of the state, while regular suppression is concentrated in the macro-metropolitan region of São Paulo. Irregular suppression is favored by factors such as gentle slope, road access, and temperature, and regular suppression was associated with factors linked to the urban-industrial development of municipalities, such as population density and the weight of the industrial sector in the economies. Even in the richest state of the federation, the illegal suppression of native vegetation is still a relevant problem, which means that there is a need to improve command and control systems and incentives for forest maintenance, in order to achieve conservation and restoration objectives in the territory.

Key words: Environmental licensing, Command and control, Land use and land cover, Forest conservation.

2.1 INTRODUÇÃO

O estudo das dinâmicas de uso e cobertura da terra e de seus desdobramentos para as mudanças ambientais globais e para o desenvolvimento sustentável é um desafio central na agenda de pesquisa das ciências ambientais e sociais (RAMANKUTTY, COOMES, 2016). Cerca de 50% da superfície terrestre não recoberta por gelo foi alterada por ações antrópicas, das quais se destaca a agricultura e pecuária, que ocupa cerca de 40% da superfície do planeta (TURNER et al., 2007). A expansão da agropecuária, e mais recentemente da urbanização, têm sido apontadas como os principais indutores de desmatamento das florestas tropicais ao redor do mundo (BENHIN, 2006; DE SY et al., 2019). No planeta, cerca de 90% de todo o desmatamento de florestas tropicais observado entre 2011 e 2015 foi associado a expansão de paisagens agrícolas (PENDRILL et al., 2022). Na América Latina, 41,4% do desmatamento de florestas registrado entre 1980 e 2010 foi ocasionado pelas atividades agropecuárias (ARMENTERAS et al., 2017), e segundo Radwan et al. (2021), a conversão de florestas em agricultura na América do Sul, observada entre 1992 e 2018, representa 36% das mudanças globais de uso e cobertura da terra verificadas no período. No Brasil, entre 1985 e 2022, houve a supressão de 96 milhões de hectares de vegetação nativa, ao que a proporção de vegetação nativa no território passou de 75% para 64%. Do montante convertido, 64 milhões de hectares (66,6%) foram utilizados para pastagens (MAPBIOMAS, 2023).

O desmatamento de florestas e áreas de vegetação nativa é um processo complexo, no qual a disponibilidade de infraestrutura, os aspectos biofísicos, os arranjos institucionais e as dinâmicas socioeconômicas são fatores que concorrem de modo simultâneo na decisão dos agentes em manter ou suprimir vegetação nativa (MITSUDA, ITO, 2011; FARINACI, BATISTELLA, 2012). Dentre os fatores de infraestrutura, a disponibilidade de acessos rodoviários afeta direta ou indiretamente a vegetação nativa (IBISCH et al., 2016), sendo que na Amazônia, cerca de 95% do desmatamento ocorre em áreas distantes em até 5km de rodovias e hidrovias (BARBER et al., 2014). Neste sentido, as manchas de vegetação nativa distantes de rodovias podem apresentar melhores condições de conservação da biodiversidade. No que se refere aos aspectos biofísicos, estudos apontam uma vinculação entre declividade e desmatamento, com as maiores taxas de supressão de vegetação nativa ocorrendo nos locais de declive menos acentuado, e portanto mais propícias para a agricultura mecanizada ou para a urbanização (SIEGEL et al., 2022; XIONG, et al., 2020; CALABONI et al., 2018). A proximidade das manchas de vegetação nativa com cursos d'água também parece condicionar menores possibilidades de supressão. Piffer et al. (2022) indicam maior persistência de

vegetação nativa secundária de Mata Atlântica em áreas ripárias e/ou de alta declividade, e maiores taxas de supressão desta vegetação secundária em áreas mais propícias para agricultura. Rosa et al. (2021) identificam que em declives superiores a 11,5° existe uma tendência de manter a regeneração de vegetação nativa de Mata Atlântica, ao passo que em declives médios de 6° a 10° a tendência é a conversão de florestas jovens em áreas de agricultura e pastagem.

Quantos aos arranjos institucionais, a existência de legislação de proteção aos recursos florestais impacta as dinâmicas de desmatamento, sendo que legislações mais robustas e aplicadas a partir de estruturas de comando e controle fortalecidas diminuem a supressão de vegetação nativa (ISSI et al., 2020). Do ponto de vista econômico, acordos comerciais de exportação de commodities, que incluam cláusulas ambientais associadas a rastreabilidade dos produtos e focadas em desmatamento zero nas cadeias produtivas também são fundamentais para diminuir a expansão da agropecuária sobre áreas florestadas (RAJÃO et al., 2020). Nesta mesma linha, os arranjos de certificações das cadeias produtivas podem contribuir para uma maior conformidade das propriedades ao que dispõe a legislação ambiental, como demonstrado por Carvalho et al. (2023) e por Leite et al. (2020). A criação de Unidades de Conservação de Proteção Integral, bem como a instituição de terras indígenas e territórios quilombolas também atuam como fatores impeditivos da supressão de vegetação nativa, quando comparados com as propriedades privadas (ALVES-PINTO et al., 2022; BARROS et al., 2022).

Um ponto chave associado aos aspectos institucionais que condicionam a supressão de vegetação nativa é a questão da legalidade ou ilegalidade da conversão. O arcabouço legal de proteção da vegetação nativa no Brasil se estrutura em dois grandes instrumentos legais complementares: o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC – Lei Federal 9.985/2000), aplicável sobretudo em propriedades públicas; e a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN – Lei Federal 12.651/2012), aplicável em propriedades privadas (AGUIAR et al., 2017). O SNUC estabelece as diretrizes para a instituição de unidades de conservação (UCs) no país, que por sua vez são divididas em duas grandes categorias: UCs de proteção integral e de uso sustentável, cada qual composta por variadas tipologias (BRASIL, 2000). Conforme Sparovek et al. (2019), as UCs no Brasil somam 93 milhões de hectares, ou 11% do território nacional, e estes territórios são fundamentais para a conservação da biodiversidade *in situ*, especialmente em um cenário de agravamento do desmatamento das florestas tropicais ao redor do mundo (CHAPE et al., 2005).

Já a LPVN protege a vegetação nativa incidente nas 4,5 milhões de propriedades privadas brasileiras ou 44,2% do território nacional (SPAROVEK et al., 2019) por meio da

instituição de reservas legais (RLs), definidas como um percentual a ser mantido como vegetação nativa no interior das propriedades rurais. A LPVN também traz a delimitação das áreas de preservação permanente (APPs), que são áreas especialmente protegidas associadas a nascentes, corpos hídricos, dentre outros sítios de fragilidade ambiental, e que devem ser mantidas com vegetação nativa ou serem restauradas (BRASIL, 2012). A vegetação nativa não protegida pelos institutos da APP ou RL, que constitui um excedente estimado entre 69,2 milhões (REIS et al., 2021) a 156 milhões de hectares no Brasil (FREITAS et al., 2016) e 645 mil hectares no estado de São Paulo (MELLO et al., 2022), pode conformar Cotas de Reserva Ambiental (CRAs), um mecanismo de mercado previsto na LPVN que possibilita que o déficit de RL de um imóvel seja compensado na vegetação nativa excedente ao percentual mínimo de RL de outra propriedade (BRASIL, 2012). Ocorre que diversos estudos (FREITAS et al., 2016; GIANNICHI et al., 2019; GAVIOLI et al., 2020) apontam para uma desproporcionalidade entre oferta e demanda de CRAs, ao que esta vegetação nativa excedente às APPs e RL, caso não configure CRAs, está sujeita à possibilidade de supressão regular (BRANCALION et al., 2016).

De forma complementar a LPVN, existem outras legislações que protegem estas manchas de vegetação nativa em área comum não protegida, tais como a Lei Federal 11.428/2006 – Lei da Mata Atlântica (BRASIL, 2006), e a Lei Estadual 13.550/2009 – Lei do Cerrado paulista (SÃO PAULO, 2009). De forma geral, ambas legislações estabelecem que a possibilidade de supressão regular de vegetação nativa é articulada em torno dos fatores: estágio de regeneração da mancha, localização da mancha (em perímetro rural ou urbano) e finalidade da supressão (obras de utilidade pública, interesse social ou finalidades privadas); sendo que manchas localizadas em áreas rurais e nos estágios mais avançados de regeneração recebem maior proteção legal do que manchas em estágios mais iniciais e localizadas em áreas urbanas. Ademais, as possibilidades de supressão para obras de utilidade pública/interesse social são maiores, comparativamente às possibilidades de supressão para fins privados. Destaca-se ainda que as supressões regulares são sempre condicionadas a um compromisso de compensação ambiental, mediante restauração ecológica e/ou destinação para preservação de uma área com vegetação nativa à maior do que a área suprimida, com regramento dado pela Resolução SEMIL 02/2024 no estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2024).

Em que pese a existência deste arcabouço legal complexo destinado a controlar a supressão de vegetação nativa, estima-se que cerca de 3,25 milhões de hectares de formações nativas podem ser suprimidas regularmente em todo o Brasil até 2025 (REIS et al., 2021). Ademais, a eficácia de aplicação da legislação e dos instrumentos de comando e controle é

questionada por diversos estudos que apontam uma prevalência da supressão ilegal de vegetação nativa sobre a supressão regular: Vasconcelos et al. (2020) identificaram que 95% do desmatamento ocorrido em fazendas de soja no estado do Mato Grosso entre 2012 e 2017 foi ilegal; ao passo que Barbosa et al. (2023) indicam que de toda a supressão de vegetação nativa observada no estado de Goiás entre 2011 e 2021, cerca de 86% é irregular. Dados da iniciativa MapBiomas (2023) indicam que 72% das áreas desmatadas no Brasil em 2022 apresentam indícios de irregularidade, sendo que este percentual é de 75% no estado de São Paulo. Analisando as supressões na Amazônia Legal entre 2019 e 2020, Coelho-Junior et al. (2022) identificaram que somente 6,1% da área desmatada foi objeto de ações de fiscalização por parte dos órgãos ambientais. O protagonismo dos órgãos ambientais estaduais na emissão de autorizações para supressão de vegetação nativa, as dificuldades de integrar os sistemas de gestão ambiental estaduais, e a falta de transparência na disponibilização dos dados referentes às autorizações são fatores que, conforme Valdiones et al. (2021), dificultam separar as supressões legais das ilegais, prejudicando a fiscalização da sociedade e dos atores econômicos.

Estes processos de supressão de florestas e mudanças no uso e cobertura da terra podem ser apreendidos a partir de uma perspectiva multidisciplinar, que lança mão do sensoriamento remoto e dos sistemas de informações geográficas (SIGs) como ferramental privilegiado. Soma-se ao uso dos SIGs uma abordagem científica emergente denominada ciência das mudanças da terra (*land change science*), definida por Turner et al. (2007) como um campo científico interdisciplinar, que busca compreender, em escala global, regional ou local as dinâmicas de mudanças do uso e cobertura da terra, como reflexo de contextos socioambientais específicos, com o objetivo de desenvolver teorias, conceitos e aplicações voltados para os problemas tanto ambientais quanto socioeconômicos.

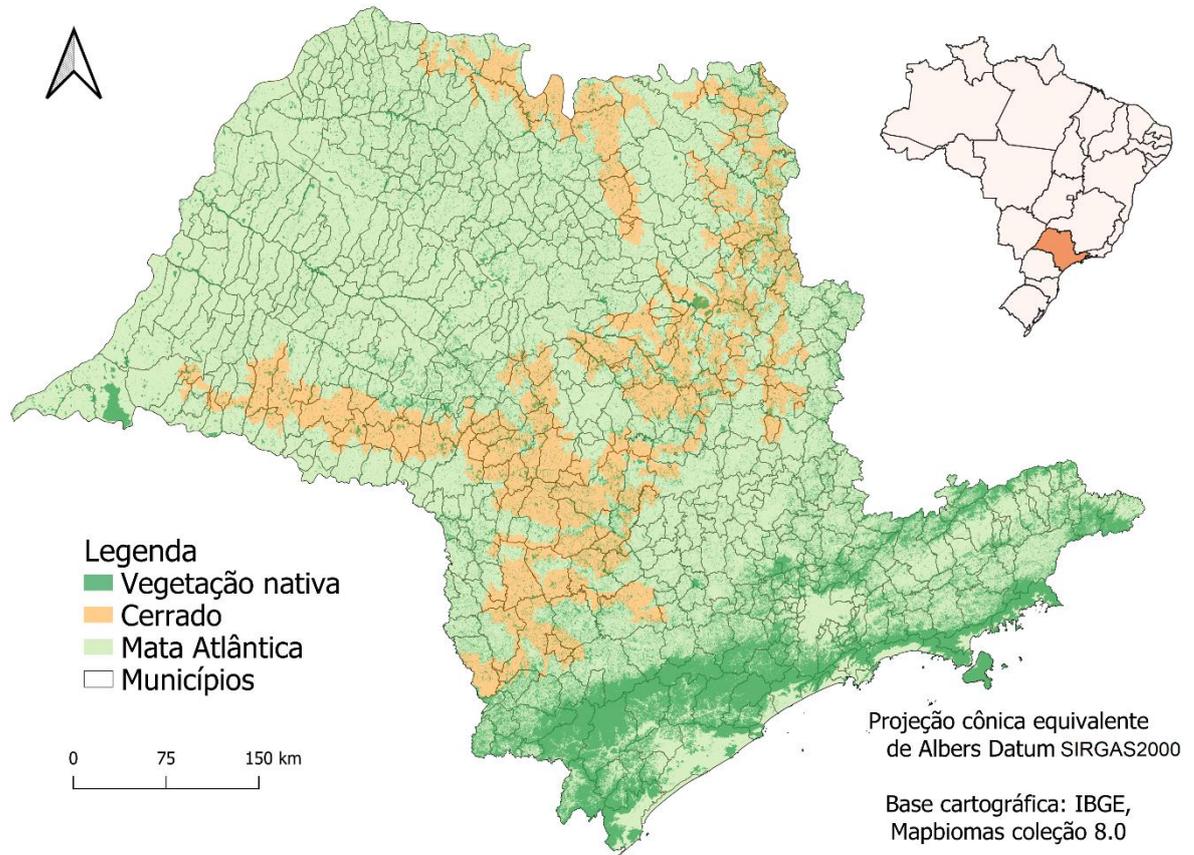
O presente estudo se insere neste contexto, ao analisar pela primeira vez as dinâmicas de supressão regular, irregular fiscalizada, irregular não fiscalizada e regeneração de vegetação nativa no estado de São Paulo, entre 2009 e 2020, em escala do território municipal. Busca-se analisar as dinâmicas de supressão regular/irregular e regeneração ao longo do período de estudo, identificando anos de pico dos processos. Também busca-se identificar as discrepâncias entre supressão regular e irregular, onde estas ocorrem de modo mais acentuado, e quais fatores biofísicos e socioeconômicos influenciam nestas dinâmicas, com vistas a avaliar (i) a importância da supressão legal no panorama de supressão de vegetação nativa no estado de São Paulo; (ii) como as dinâmicas de supressão regular, irregular, fiscalizada e regeneração se articulam no território paulista, ao longo do período estudado.

2.2. METODOLOGIA

2.2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estado de São Paulo (Figura 1) se localiza na região sudeste do Brasil, sendo o mais populoso e o mais industrializado do país (IBGE, 2023). Ocupando área de 24,82 milhões de hectares, o que representa 2,9% do território brasileiro, o estado é dividido em 645 municípios (SEADE, 2023), e está inserido em dois biomas tropicais considerados como *hotspots* globais de biodiversidade: a Mata Atlântica, que ocupava originalmente 67,3% do território paulista, dos quais atualmente 32,6% encontram-se com vegetação nativa (5,4 milhões de hectares), e os domínios do Cerrado, que originalmente ocupavam 32,7% do território paulista, sendo que atualmente somente 3,0% desta área está com vegetação nativa (239 mil hectares) (MYERS et al., 2000, INSTITUTO FLORESTAL, 2020). A vegetação nativa remanescente se encontra distribuída de modo desigual no estado de São Paulo, tanto do ponto de vista geográfico, com predomínio de cobertura florestal das regiões sul e litorânea do estado e ausência de vegetação nativa no centro-oeste paulista; quanto do ponto de vista fundiário e de uso econômico das propriedades, com maior ocorrência de vegetação nativa em imóveis rurais de médio e grande porte, e naqueles com exploração de silvicultura (LEITE et al., 2020; GAVIOLI, 2017). Parte desta vegetação nativa é protegida pelas 290 unidades de conservação que existem no Estado, e que ocupam área de cerca de 5,36 milhões de hectares (MMA, 2023).

Figura 1 – Localização do estado de São Paulo



Tanto a Mata Atlântica quanto o Cerrado são biomas que se encontram ameaçados pela fragmentação dos remanescentes florestais e de vegetação nativa, e sua substituição por usos agropecuários ou pela urbanização (STRASSBURG et al., 2017; LIRA et al., 2021). Em que pese a situação de degradação geral da vegetação nativa em ambos os biomas, estudos recentes indicam um aumento líquido de vegetação nativa no estado de São Paulo, em especial em função da intensificação da agricultura e o consequente abandono de áreas impróprias ou de maior dificuldade para a exploração agrícola (CALABONI et al., 2018). Estas áreas incluem locais de elevada declividade e próximo a zonas ripárias, onde existe inclusive maior probabilidade de ocorrer regeneração natural de florestas e vegetação nativa (MOLIN et al., 2018).

2.2.2 BASE DE DADOS E PROCESSAMENTO

Todo o estudo foi baseado em dados secundários, com transformações e padronizações quando necessário, sempre utilizando como unidade de área o hectare (ha) e como sistema de coordenadas de referência a projeção cônica equivalente de Albers, Datum SIRGAS2000.

Inicialmente, foram obtidas as informações da supressão de vegetação nativa primária, supressão de vegetação nativa secundária e regeneração total de vegetação nativa, em hectares (ha), para cada município paulista para os anos de 2009 a 2020, com base na coleção 8.0 da plataforma MapBiomas. O MapBiomas é uma iniciativa interinstitucional que vem mapeando as mudanças de cobertura e uso da terra no Brasil desde 1985 até os dias atuais, com uso de imagens dos satélites Landsat, com 30 metros de resolução espacial (SOUZA et al., 2020). Na metodologia adotada pelo projeto MapBiomas, a vegetação nativa primária é aquela que se encontra nesta classe desde o início da série histórica de mapeamento (1985), até o ano em que há a conversão para outra classe de uso e cobertura da terra. Já a vegetação nativa secundária indica aquele pixel no qual houve regeneração da vegetação nativa em algum momento da série histórica, até o ano de conversão para outra classe de cobertura e uso da terra.

O montante de vegetação nativa regularmente suprimido em cada município e para os anos de estudo foi obtido através das autorizações de supressão de vegetação nativa (ASVs) emitidas pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). As ASVs foram acessadas através das plataformas eletrônicas Sistema de Gestão Ambiental Paulista (SIGAM) e Painel Verde (SEMIL, 2023a; SEMIL, 2023b). Quanto a supressão irregular fiscalizada, acessamos a base de dados dos autos de infração ambiental (AIAs) lavrados pela Polícia Militar do Estado de São Paulo, disponíveis nas plataformas eletrônicas Datageo (SEMIL, 2023c) e Painel Verde. Os dados de supressão e regeneração observada (MapBiomas), supressão autorizada (ASVs) e supressão fiscalizada (AIAs) foram organizados por área (ha) suprimida, em cada município e em cada ano de estudo.

Com base nestes dados, foram estabelecidas oito categorias de dinâmicas de uso da terra, que foram objeto das análises empreendidas. Estas categorias são: (i) supressão autorizada (ASV); (ii) supressão irregular fiscalizada (AIA); (iii) supressão de vegetação primária; (iv) supressão de vegetação secundária; (v) supressão de vegetação total (primária + secundária); (vi) regeneração de vegetação nativa; (vii) regeneração líquida (regeneração – supressão total); e (viii) supressão irregular não fiscalizada, ou supressão ilegal (supressão total – ASV – AIA).

Adicionalmente, foram consideradas vinte variáveis explanatórias biofísicas e socioeconômicas acessadas e/ou geradas a partir de bases secundárias públicas, que foram utilizados nas análises estatísticas para avaliação das tendências e indutores das supressões. A Tabela 1 apresenta os dados utilizados no trabalho.

Tabela 1 – Base de dados geográficos utilizados no estudo

Tipologia	Nome	Descrição	Escala/Resolução	Formato	Fonte
Supressão autorizada (ASV)	Supressão Mapbiomas coleção 8.0	Área de vegetação primária e secundária suprimida (ha) por município e por ano	-	Planilha	Mapbiomas (2023)
Supressão de vegetação primária	Regeneração Mapbiomas coleção 8.0	Área de vegetação nativa regenerada (ha) por município e por ano	-	Planilha	Mapbiomas (2023)
Supressão de vegetação secundária	ASVs	Área de vegetação nativa suprimida regularmente (ha) por município e por ano	-	Vetor	SEMIL (2023a; 2023b)
Supressão de vegetação total	AiAs	Área de vegetação nativa suprimida irregularmente e fiscalizada (ha) por município e por ano	-	Vetor	SEMIL (2023b; 2023c)
Regeneração de vegetação nativa					
Regeneração líquida de vegetação nativa					
Supressão irregular não fiscalizada					
Dados Socioeconômicos	Densidade demográfica	Densidade demográfica por município 2023	-	Planilha	SEADE (2023)
	Grau de urbanização	Porcentagem de urbanização por município em 2010 e 2020	-	Planilha	SEADE (2023)
	Participação agropecuária VA	Participação da agropecuária no valor adicionado do PIB municipal 2020	-	Planilha	SEADE (2023)
	Participação serviços VA	Participação dos serviços no valor adicionado do PIB municipal 2020	-	Planilha	SEADE (2023)
	Participação indústria VA	Participação da indústria no valor adicionado do PIB municipal 2020	-	Planilha	SEADE (2023)
	Participação administração pública VA	Participação da administração pública no valor adicionado do PIB municipal 2020	-	Planilha	SEADE (2023)

	Produto interno bruto	PIB municipal 2020	-	Planilha	SEADE (2023)
	Malha viária municipal	Comprimento (m) das vias, ruas, avenidas (Open Street Map) por município	-	Vetor	Geofabrik (2023)
	Unidades de Conservação de Uso Sustentável	Porcentagem do município em UC Uso Sustentável	-	Planilha	Abdalla et al (2021)
	Unidades de Conservação de Proteção Integral	Porcentagem do município em UC Proteção Integral	-	Planilha	Abdalla et al (2021)
	Unidades de Conservação totais	Porcentagem do município em UC	-	Planilha	Abdalla et al (2021)
Dados biofísicos	Hidrografia	Comprimento (m) dos corpos hídricos por município	-	Planilha	FBDS (2018)
	Passivo em Áreas de Preservação Permanente (APP)	Porcentagem de APP do município degradada	-	Planilha	FBDS (2018)
	Cobertura de vegetação nativa Inventário Florestal 2010	Porcentagem do município com cobertura de vegetação nativa 2010	-	Vetor	SEMIL (2023c)
	Cobertura de vegetação nativa Inventário Florestal 2020	Porcentagem do município com cobertura de vegetação nativa 2020	-	Vetor	SEMIL (2023c)
	Declive médio e desvio padrão em graus	Modelo digital de elevação (MDE) do estado de São Paulo	30 m	Raster	TOPODATA (2008)
	Temperatura em graus Celsius	Temperatura média por município – série histórica	-	Planilha	Abdalla et al (2021)
	Pluviometria em mm	Pluviometria média por município – série histórica	-	Planilha	Abdalla et al (2021)
	Área do município (ha)	Área total de cada município (ha)	-	Planilha	SEADE (2023)
	Biomias	Delimitação de biomias Mata	1:250000	Vetor	IBGE (2019)

O estudo utilizou como recorte o território municipal, e os valores das variáveis em formato de planilha ou raster foram inseridos no arquivo vetorial dos limites dos municípios em ambiente SIG. Inicialmente as informações agrupadas de área suprimida e/ou regenerada em cada uma das oito categorias por município e considerando a totalidade dos anos de estudo foi espacializada em ambiente SIG. Foi efetuada uma análise de clusterização a partir da elaboração de mapas do indicador local de associação espacial (LISA – *local indicator of spatial association*), com utilização do índice local univariado mediano de Moran (*univariate median local Moran's I*) (ANSELIN, 1995, ANSELIN et al., 2006). O índice local de Moran é uma medida de autocorrelação espacial, concebida para mensurar a diferença entre os valores de um determinado atributo, associado à localização espacial, dando uma indicação da homogeneidade e diversidade da distribuição dos dados em uma abordagem espacializada (LUZARDO et al., 2017). No presente estudo, adotou-se o índice local mediano de Moran, que considera a mediana dos valores do atributo de interesse no polígono de análise e polígonos adjacentes, o que é recomendado quando o conjunto de dados apresenta valores extremos (*outliers*). (ANSELIN et al., 2006).

Como resultado, o LISA gera um mapa de clusters estatisticamente significativos ($p\text{-value} < 0.05$), que podem ser de quatro tipos (i) *high-high (HH)*, ou seja, composto por polígonos com valores elevados do atributo em análise rodeados de polígonos também com valores elevados do mesmo atributo, o que configura um *hotspot*; (ii) *low-low (LL)*, isto é, composto por polígonos com valores reduzidos do atributo em análise, rodeados de polígonos também com valores reduzidos do mesmo atributo, configurando um *coldspot* para o atributo em questão; (iii) *high-low (HL)* ou (iv) *low-high (LH)*, indicando respectivamente um polígono com alto ou reduzido valor do atributo rodeado por polígonos com reduzido ou alto valor do mesmo atributo, o que configura clusters de valores extremos (*outliers*) (LUZARDO et al., 2017; ANSELIN et al., 2006). Deste modo, a geração do indicador permite o agrupamento dos dados em clusters espacialmente significativos.

Afora a aplicação do índice local univariado mediano de Moran, foram efetuadas oito regressões lineares múltiplas, utilizando como variável dependente a área de supressão/regeneração de cada uma das categorias de estudo, e como variáveis preditoras (independentes) as variáveis biofísicas e socioeconômicas escolhidas. Previamente a realização

das regressões, os dados foram corrigidos utilizando uma função logarítmica natural, de modo a diminuir a importância de valores *outliers* e corrigir as variações desiguais dos dados, aproximando-os de uma distribuição normal, conforme indicado por Field et al. (2012). A partir de uma primeira análise de regressão linear realizada com uso de todas as variáveis preditoras, aplicou-se o critério de informação de Akaike (AIC) para definir o modelo de regressão linear que melhor explica as relações entre os dados de supressão/regeneração de cada uma das categorias avaliadas e as variáveis preditoras, sendo que foi utilizado como modelo final aquele com o menor valor de AIC, para cada uma das categorias de estudo. Após a realização das regressões, a acurácia de cada modelo foi avaliada, aplicando o teste de Durbin-Watson, que possibilita analisar as premissas de independência de erros e autocorrelação. As premissas referentes a distribuição dos resíduos foram avaliadas mediante geração de gráficos quantil-quantil e de resíduos ajustados (FIELD et al., 2012). Por fim, foram consideradas para análise as relações evidenciadas em regressão linear que apresentaram valor de p inferior a 0,05 ($p\text{-value} < 0.05$) para a estatística t gerada.

A geração do índice local univariado mediano de Moran foi efetuada com uso do software GeoDa (ANSELIN et al., 2006). As análises estatísticas e geração de gráficos foram realizadas com uso do Excel e RStudio versão 4.2.2., com as funções “log”, “lm”, “glm”, “step”, “AIC”, “plot” e “durbinWatsonTest”, este último do pacote “car” (RCORE TEAM, 2022). Os mapas ilustrativos e processamentos espaciais foram produzidos com o software QGIS versão 3.16.15 Hannover (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2023).

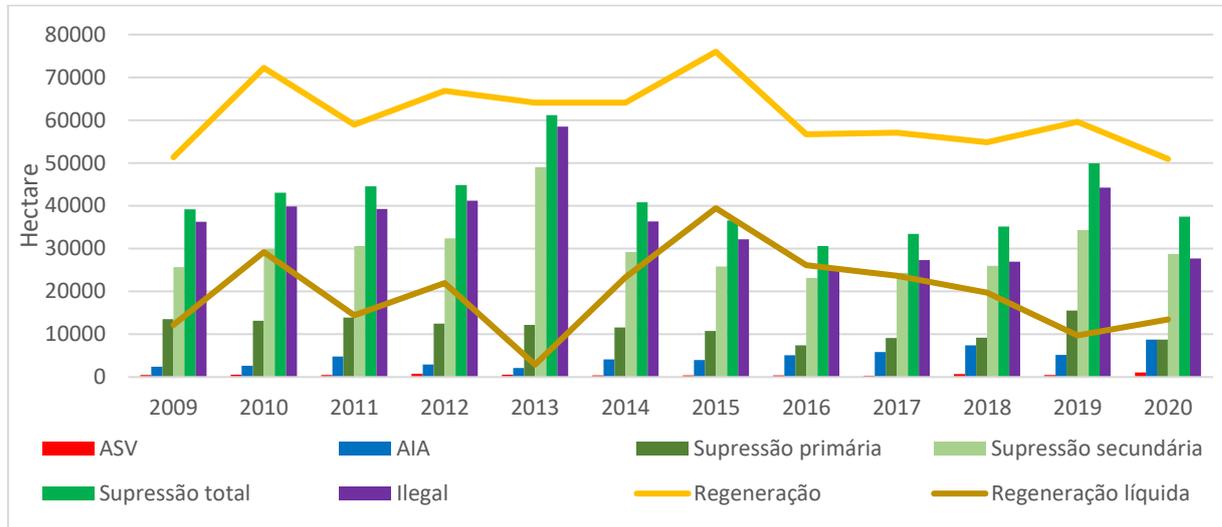
2.3. RESULTADOS

2.3.1 VISÃO GERAL

Com base nos dados analisados, verificou-se que a supressão total de vegetação nativa ocorrida no estado de São Paulo entre 2009 e 2020 pela iniciativa Mapbiomas coleção 8 foi de 496.680 ha, numa média de 770 hectares/ano, sendo 137.502 ha de vegetação primária (27,68%) e 359.177 ha de vegetação secundária (72,31%). A supressão autorizada pelas ASVs foi de 6.534 ha (1,31% da supressão total), e supressão fiscalizada objeto de AIAs foi de 55.346 ha no período (11,14% da supressão total). Deste modo, a supressão ilegal (supressão observada – supressão autorizada ASV e supressão fiscalizada AIA) foi de 434.799 ha no período, ou 87,54% da supressão total. A regeneração de vegetação nativa observada no período foi de 726.179 ha, sendo que a regeneração líquida calculada para a totalidade dos municípios foi de

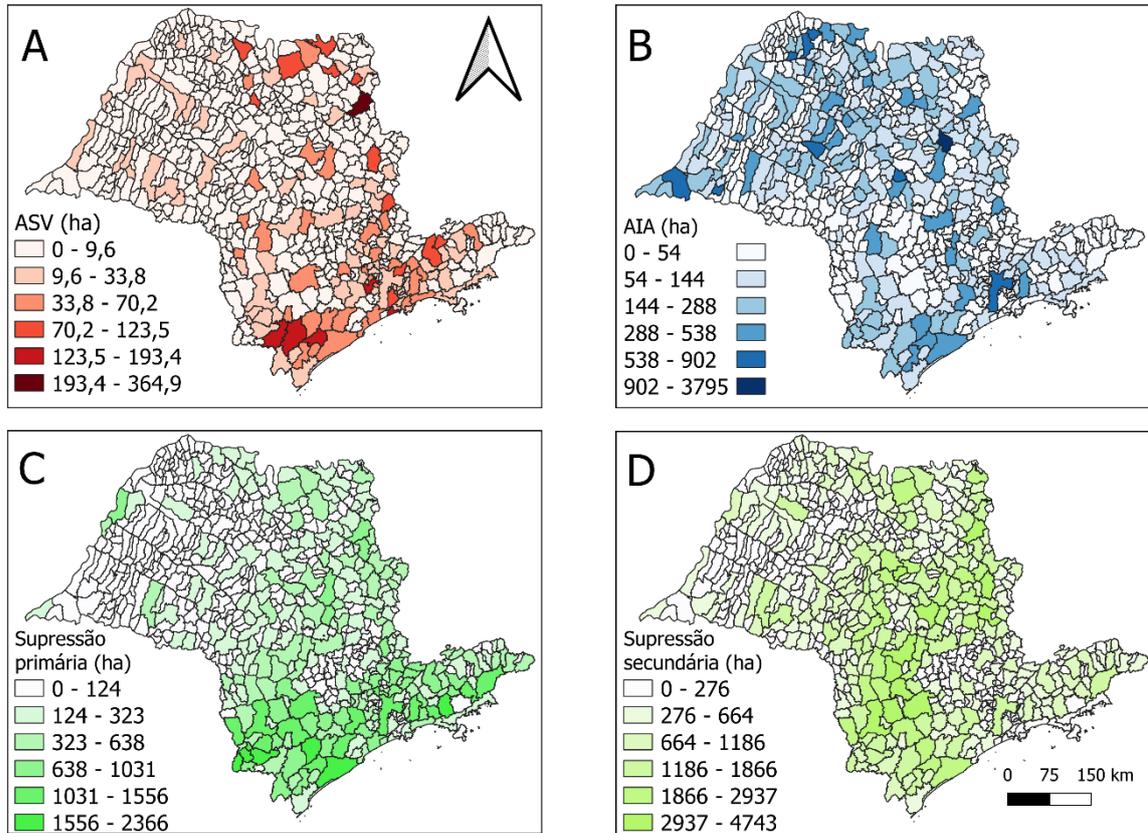
229.499 ha (46,20% da supressão total). A Figura 2 apresenta os resultados obtidos em cada ano.

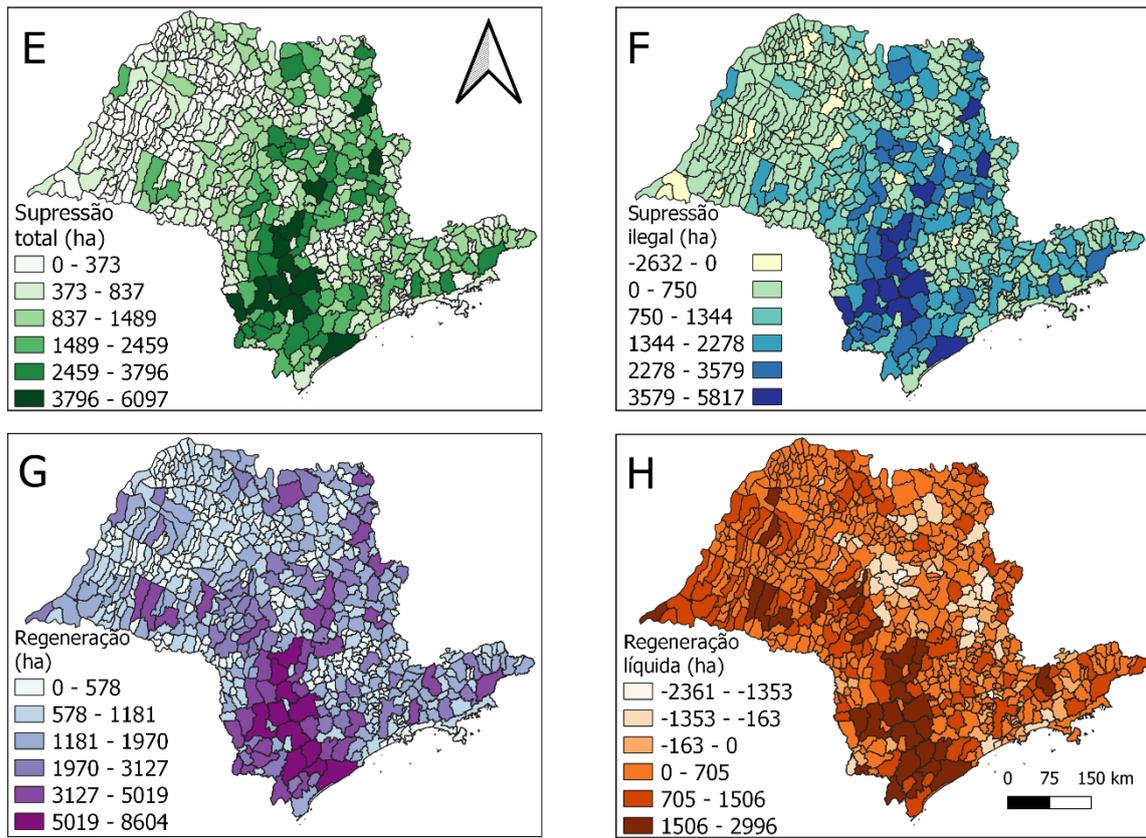
Figura 2 – Supressão total, de vegetação primária, de vegetação secundária, supressão ASV, supressão AIA, supressão ilegal, regeneração e regeneração líquida para cada ano de estudo para o estado de São Paulo



Os picos de supressão total da série histórica ocorreram em 2013 (61.176 ha) e 2019 (49.894 ha), condicionando baixa regeneração líquida nestes anos (2.907 ha e 9.714 ha, respectivamente). Em todos os anos a supressão de vegetação primária foi sempre inferior à supressão de vegetação secundária; e a área objeto de autuação (AIA) sempre superior a área objeto de supressão regular (ASV). A Figura 3 apresenta a distribuição geográfica, por município, das áreas (ha) acumuladas no período de estudo, e para cada categoria de supressão/regeneração estudada.

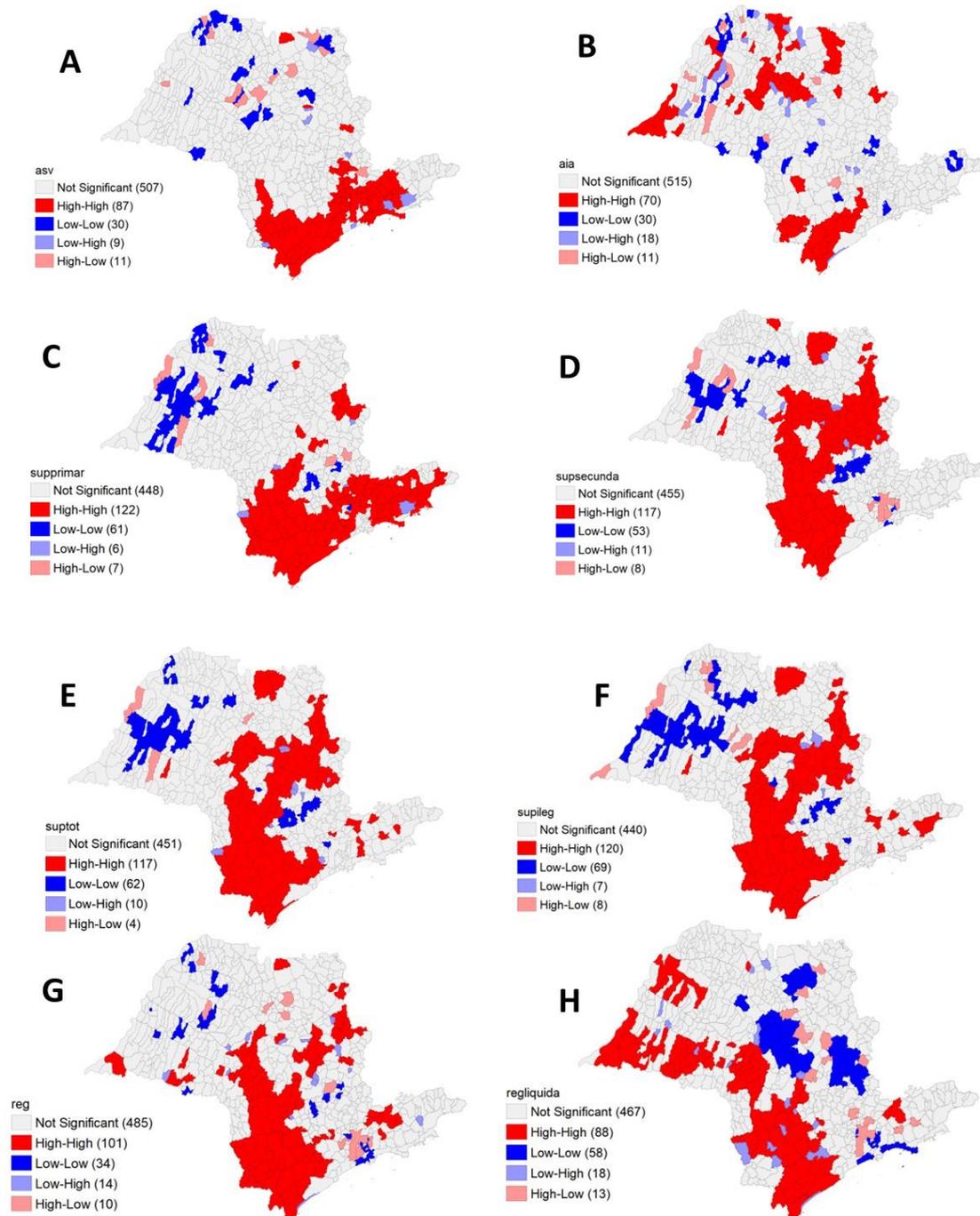
Figura 3 – Áreas (ha) acumuladas por município e para o período 2009-2020 para supressão ASV (A), supressão AIA (B), supressão de vegetação primária (C), supressão de vegetação secundária (D), supressão total (E), supressão ilegal (F), regeneração (G) e regeneração líquida (H).





A Figura 4 apresenta os resultados do índice local univariado mediano de Moran, apontando para os *hotspots* (*HH*), *coldspots* (*LL*) e *outliers* (*HL*, *LH*), para cada uma das oito categorias estudadas e considerando a totalidade dos anos, por município.

Figura 4 – Índice local univariado mediano de Moran – *hotspots* (HH), *coldspots* (LL) e *outliers* (LH, HL), por município e para o período 2009-2020 para supressão ASV (A), supressão AIA (B), supressão de vegetação primária (C), supressão de vegetação secundária (D), supressão total (E), supressão ilegal (F), regeneração (G) e regeneração líquida (H).

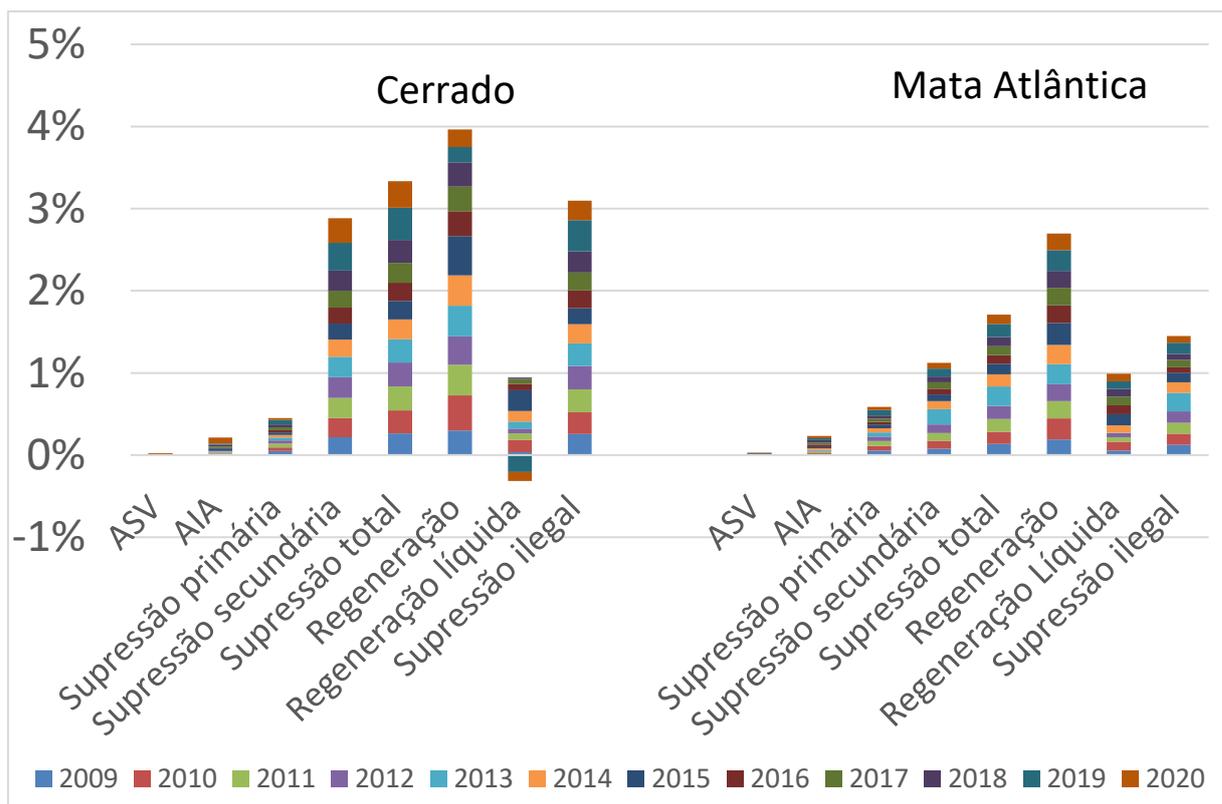


Observa-se que a aplicação do LISA evidenciou distintos *hotspots* e *coldspots* para cada categoria estudada no território estadual. A supressão regular amparada por ASVs está concentrada em um grande *hotspot* composto por 87 municípios na região sul e metropolitana do estado, além de porção do Vale do Paraíba. A supressão irregular fiscalizada (AIA) se

apresenta em *hotspots* dispersos no território do estado, com concentrações na porção sul, centro-norte e oeste paulista. A supressão de vegetação primária encontra semelhança com a distribuição da supressão regular ASV, com um *hotspot* avançando pelo Vale do Paraíba, indicando que a região sul-sudeste no estado, inclusive litoral é um ponto focal relevante de supressão de vegetação primária. A supressão de vegetação secundária, a supressão total e a supressão ilegal apresentam um mesmo padrão de distribuição, com um importante *hotspot* no eixo central do estado, havendo ainda outra região de concentração no extremo norte paulista.

A Figura 5 apresenta o percentual relativo de área suprimida/regenerada em cada categoria estudada e para cada ano, em relação a área total do bioma – Cerrado ou Mata Atlântica – na qual a supressão/regeneração foi observada.

Figura 5 – Percentual de supressão total, de vegetação primária, de vegetação secundária, supressão ASV, supressão AIA, supressão ilegal, regeneração e regeneração líquida para cada ano de estudo por bioma paulista – Cerrado e Mata Atlântica.



2.3.2 CONDICIONANTES DA SUPRESSÃO/REGENERAÇÃO

A Tabela 2 apresenta os principais resultados gerados nos melhores modelos de regressão linear múltipla elaborados, considerando como variável dependente a supressão/regeneração em cada categoria estudada e como variáveis predictoras os dados

socioeconômicos e biofísicos escolhidos. Os valores indicados na Tabela 2 são referentes a estatística t, e o nível de significância (*p value*) é expresso em asteriscos, sendo que foram consideradas relações com, no mínimo, $p < 0,05$. As tabelas com os resultados completos para cada categoria de análise e com o detalhamento do modelo de regressão adotado estão disponíveis na seção de material suplementar do artigo.

Tabela 2 – Coeficiente de determinação (R^2) do modelo, estatística t e valor de p para as principais variáveis socioeconômicas e biofísicas correlacionadas com cada categoria de estudo.

CATEGORIA DE ESTUDO		VARIÁVEIS PREDITORAS (estatística t)						
		Valores de p: 0 **** 0.001 *** 0.01 ** 0.05						
Supressão regular - ASV	Densidade demográfica	Percentual UC proteção integral	Percentual UC uso sustentável	Regeneração total	Valor agregado indústria	Percentual VN 2010	Temperatura média	Precipitação média
$R^2=0,5281$	9,145***	3,689***	3,715***	2,387*	2,516*	6,167***	2,744**	-2,432*
Supressão irregular - AIA	Densidade demográfica	Área do município	Percentual UC total	Percentual VN 2020	Supressão secundária	Supressão total	Temperatura média	Supressão ilegal
$R^2=0,6069$	5,364***	3,939***	-2,110*	3,078**	-3,367***	3,939***	6,640***	-15,456***
Supressão primária	Malha viária	Percentual UC uso sustentável	Percentual UC total	Área do município	Passivo em APP	Regeneração total	Supressão secundária	Supressão total
$R^2=0,9684$	3,328***	5,642***	-6,364***	4,843***	-2,387*	4,106***	-33,349***	41,932***
Supressão secundária	Percentual UC uso sustentável	Percentual UC total	Área do município	Urbanização 2020	Percentual VN 2020	Declive médio	Supressão primária	Supressão total
$R^2=0,994$	3,261**	-4,411***	4,200***	-2,764**	-2,637**	-3,229**	-33,049***	71,458***
Supressão total	Supressão primária	Supressão secundária	Regeneração total	Regeneração líquida	Supressão ilegal	AIA	-	-
$R^2=0,994$	37,599***	57,191***	8,205***	-6,201***	5,122***	5,413***	-	-
Regeneração total	Urbanização 2010/2020	Percentual UC proteção integral	Percentual VN 2020	Malha hidrográfica	Área do município	Valor agregado serviços/adm pública	Supressão total	Precipitação média
$R^2=0,976$	2,238*/-2,278*	-2,354*	2,390*	2,613*	5,187***	2,147/-2,297*	7,984***	-2,016*
Regeneração líquida	Urbanização 2010/2020	Densidade demográfica	Declive médio	Declive desvio padrão	Supressão primária	Supressão total	Regeneração total	-
$R^2=0,845$	-2,346/2,254*	2,932**	2,497*	-2,653**	1,976*	-6,575***	39,536***	-

Supressão ilegal	AIA total	Supressão total	-	-	-	-	-	-
R ² = 0,933	-16,839***	75,706***	-	-	-	-	-	-

A acurácia dos testes estatísticos foi verificada com uso do teste de Durbin-Watson, que indicou valores de D-W entre 1,92 (mínimo) a 2,10 (máximo), e com valor p sempre superior a 0,05. Os valores próximos a 2, e com valor p não significante ($p > 0,05$) indicam que as premissas de erros independentes e autocorrelação foram atingidas nos modelos de regressão linear múltipla realizados, atestando a acurácia dos testes estatísticos (FIELD et al., 2012). A tabela com os resultados detalhados do teste de Durbin-Watson está disponível no material suplementar.

Observa-se que as regressões realizadas apresentaram coeficientes de determinação (R^2) que variaram entre 0,5281 a 0,994, indicando que os modelos não apresentam o mesmo “poder explicativo” dos fenômenos estudados. As relações identificadas entre as variáveis preditoras e dependentes são discutidas na próxima seção.

2.4. DISCUSSÃO

2.4.1. PREDOMÍNIO DA SUPRESSÃO ILEGAL NÃO FISCALIZADA NO ESTADO DE S. PAULO

O desmatamento de florestas tropicais é uma ameaça relevante para a biodiversidade e uma fonte importante de emissão de gases de efeito estufa em nível global (PENDRILL et al., 2022). O desmatamento ilegal, além dos impactos ambientais, também é associado a impactos econômicos diretos, pela “contaminação” das cadeias produtivas vinculadas ao desmatamento ilegal, o que pode inviabilizar a exportação de commodities agropecuárias e colocar em risco acordos comerciais (RAJÃO et al., 2020). Neste sentido, mapear a ocorrência de desmatamento com indícios de ilegalidade dentro do montante total de desmatamento observado adquire especial importância, inclusive para avaliar a eficácia dos mecanismos legais e institucionais de comando e controle. Os resultados gerados indicam que a maior parte da supressão de vegetação nativa observada no estado de São Paulo entre 2009 a 2020 é ilegal não fiscalizada (87,54% da supressão total), sendo que a fiscalização através da emissão de autos de infração ambiental abrangeu 11,14% da supressão total, e a supressão regular amparada por ASVs correspondeu a somente 1,31% da supressão total. Os resultados vão na mesma direção do identificado por Barbosa et al. (2023) em estudo realizado em Goiás, onde os autores

verificaram que somente 13,33% da supressão de Cerrado observada no estado entre 2011 a 2021 foi amparada por autorização vinculada ao licenciamento ambiental. Da mesma maneira, estudo de Coelho-Junior et al. (2022) indica que entre 2018 a 2020, 53% de toda a supressão de vegetação nativa observada no estado do Mato Grosso foi ilegal, sem ações de fiscalização por parte das agências ambientais. Os autores indicam que no mesmo período, 25% da área desmatada foi objeto de ações de fiscalização executadas pela agência ambiental estadual e somente 16% do desmatamento detectado foi amparado por uma autorização de supressão de vegetação nativa no estado (COELHO-JUNIOR et al., 2022). Verifica-se assim que há um padrão de predominância, em termos de área suprimida, da supressão ilegal não fiscalizada, seguida da supressão ilegal objeto de ações fiscalizatórias, sendo a supressão regular amparada por um processo de licenciamento ambiental pouco relevante nas realidades dos estados de São Paulo, Goiás (BARBOSA et al., 2023) e Mato Grosso (COELHO-JUNIOR et al., 2022), frente ao montante total de vegetação nativa suprimida.

A estrutura institucional brasileira de combate ao desmatamento ilegal é, reconhecidamente, uma das mais avançadas do mundo (UNGAR, 2017). Esta estrutura envolve, grosso modo, instrumentos legais, agências de fiscalização e licenciamento, e procedimentos (TACCONI et al., 2019). Dentro do arcabouço legal destacam-se a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei 12.651/2012), a Lei de Crimes Ambientais (Lei Federal 9605/1998, regulamentada pelo Decreto Federal 6514/2008), o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Lei 9.985/2000) e a Lei da Mata Atlântica (Lei 11.428/2006), além da Lei do Cerrado paulista (Lei 13.550/2009) e da Resolução de condutas infracionais ao meio ambiente e respectivas sanções administrativas (Resolução SIMA 05/2021), na realidade de São Paulo. O aparato institucional de aplicação desta legislação é composto pelos órgãos de licenciamento ambiental, como a CETESB e órgãos de fiscalização como a Polícia Militar Ambiental, responsável pela lavratura dos AIAs, e Coordenadoria de Fiscalização e Biodiversidade, responsável pela gestão administrativa dos AIAs lavrados, no caso paulista (ANDRADE, 2019), além da atuação do Ministério Público (BEZERRA, 2012). Com base na legislação vigente, as entidades do aparato institucional de fiscalização e de comando e controle atuam a partir de vários procedimentos que envolvem: monitoramento do desmatamento (ARIMA et al., 2014), emissão de autos de infração ambiental (advertências, multas e embargos) (ZANQUIM JUNIOR, 2016), autorizações para supressão regular de vegetação nativa em processos de licenciamento ambiental (GAVIOLI et al., 2022), elaboração de termos de compromisso de recuperação ambiental (ANDRADE, 2019), ajuizamento de ações civis

públicas ambientais e elaboração de termos de ajustamento de conduta para reparação de danos ambientais promovidas pelo Ministério Público (TEPEDINO, 2002).

Para Tacconi et al. (2019), esta estrutura robusta, embora tenha contribuído para diminuir as taxas de desmatamento no Brasil, apresenta lacunas para o seu pleno funcionamento. Tais lacunas envolvem fraca articulação entre os diversos agentes de fiscalização e comando e controle, resultando em baixa capacidade de identificação e punição dos responsáveis pelos desmatamentos ilegais (COELHO-JUNIOR et al., 2022), bem como pressão de grupos políticos para a realização de mudanças em larga escala na política ambiental brasileira, envolvendo flexibilização da legislação de proteção e desarticulação de políticas e agentes de controle (CAPELARI et al., 2018; ROCHEDO et al., 2018, AZEVEDO et al., 2017). Os altos custos para a realização do licenciamento ambiental, bem como a complexidade dos regramentos envolvidos também é apontada como fatores que afastam os proprietários da busca por conformidade com a legislação na supressão de vegetação nativa (i.e., supressão regular) (AZEVEDO, SAITO, 2013; BARBOSA et al., 2023). Os resultados obtidos no estudo vão na direção destas constatações, ao apontar que apesar da existência do arcabouço legal robusto, esta estrutura não se reflete no maior percentual de supressões regulares e/ou fiscalizadas. Neste contexto, uma adequada aplicação das leis e procedimentos (*enforcement*) na fiscalização/proteção da vegetação nativa, embora importante, parece não ser suficiente *per se* para reduzir o desmatamento ilegal, ao que programas de incentivos econômicos para a manutenção de florestas (pagamentos por serviços ambientais e ICMS Verde, por exemplo) e/ou certificações de cadeias produtivas vem sendo reconhecidos como importantes mecanismos complementares à ação estatal de comando e controle no combate ao desmatamento de florestas tropicais (LAMBIN et al., 2018; HÄNNGLI et al. 2023).

2.4.2 MUDANÇAS NA LEGISLAÇÃO E NO AMBIENTE POLÍTICO IMPULSIONAM A SUPRESSÃO

Quanto a distribuição dos picos de supressão ao longo da série histórica, os dados indicam dois picos importantes: em 2013, com supressão total de 61.176 hectares (12,32% da supressão total do período) e 2019, com 49.894 hectares suprimidos (10,05% da supressão total). Estes dois picos estão no período pós-2012, entendido por Rochedo et al. (2018) como uma época da história recente brasileira marcada por uma gradual erosão nos mecanismos de controle ambiental, iniciada com revisão do Código Florestal, ocorrida em 2012 mediante a publicação da Lei de Proteção da Vegetação Nativa - LPVN (Lei 12.651), e aprofundada com

ações de desmonte e retirada de recursos da agenda ambiental. De fato, o ano de 2013 é emblemático por ser após a publicação da Lei 12.651, e antes da publicação da Instrução Normativa MMA 02/2014, que regulamentou os procedimentos para o Cadastro Ambiental Rural (CAR) no território nacional (BRASIL, 2014). Deste modo, antes da efetiva implementação do CAR, que foi um dos avanços da LPVN e se constitui em importante ferramenta de monitoramento e controle do uso e cobertura da terra (BRANCALION et al., 2016, GAVIOLI, 2017), houve o pico mais acentuado de supressão da série histórica, corroborando estudos que apontam as alterações na legislação ambiental como fator que pode induzir a ampliação da supressão de vegetação nativa (TACCONI et al., 2019; AZEVEDO et al., 2017). O outro pico relevante de supressão, no ano de 2019, coincide com o primeiro ano do governo do presidente Jair Bolsonaro, marcado por discursos e ações no sentido do desmantelamento das políticas ambientais nacionais e de incentivos retóricos à prática do desmatamento ilegal (LEVIS et al., 2020; MENEZES, BARBOSA JUNIOR, 2021; LIMA, DA COSTA, 2021). No que se refere a supressão regular, nota-se que os picos são dos anos imediatamente anteriores aos picos da supressão total: 2012 com 768 hectares suprimidos com ASVs (11,76% do total de supressão regular) e 2018 com 721 hectares (11,04% do total), além de 2020 com 1.038 hectares (15,90% do total). Hipóteses para explicar estes picos da supressão regular podem estar relacionadas às expectativas de mudanças na legislação florestal, no caso de 2012, o que pode ter impulsionado os agentes econômicos para a regularização das supressões tendo em vista as incertezas associadas à nova legislação. Quanto aos anos de 2018 e 2020, os picos de supressão regular podem estar relacionados aos ciclos eleitorais em nível estadual/federal (2018) e municipal (2020). Conforme Ruggiero et al. (2021), nos anos de eleição há uma maior taxa de desmatamento na Mata Atlântica, sendo que os autores sugerem as causas deste processo podem estar relacionadas a uma maior concessão de créditos e autorizações para desmatamento, como forma de beneficiar grupos econômicos.

2.4.3 REGENERAÇÃO LÍQUIDA E SUPRESSÃO DE VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA SÃO OS PROCESSOS PREDOMINANTES

Os resultados apontaram uma dinâmica interessante entre regeneração da vegetação nativa, supressão de vegetação primária e de vegetação secundária. Observa-se, ao longo da série histórica, que a regeneração de vegetação nativa foi de 732.738 hectares, ou 1,47 vezes a área total suprimida. A regeneração líquida total foi de 236.057 hectares, o que corresponde a 46,2% da área total suprimida. Estes resultados vão ao encontro de estudos que apontam a ocorrência de um processo importante de transição florestal no estado de São Paulo (SILVA et

al., 2016; MOLIN et al., 2017; CALABONI et al., 2018) e mesmo na Mata Atlântica (SILVA et al., 2023; ROSA et al., 2021). Conforme Rudel et al. (2005), a transição florestal é um processo caracterizado pelo predomínio da urbanização e dos setores industrial e de serviços nas economias. Este carácter urbano-industrial do desenvolvimento econômico implica em diminuição da mão-de-obra no campo, resultando na intensificação tecnológica da agropecuária e no conseqüente abandono de áreas marginais para a produção, que são revertidas em florestas. Conforme Silva et al. (2023), a partir de 2001 houve uma modificação nas trajetórias de uso e cobertura da terra de 59% dos municípios da Mata Atlântica que, até esta data, apresentavam desmatamento persistente e que a partir de 2001, passaram a apresentar incremento líquido de vegetação nativa, sendo que o presente estudo se localiza neste recorte temporal da transição florestal (2009 a 2020).

A partir dos dados analisados, avaliou-se a participação da supressão de vegetação primária (i.e. existente desde 1985, conforme mapeamento Mapbiomas) e vegetação secundária (i.e. *pixel* de vegetação nativa regenerada em algum momento da série 1985-2020, conforme Mapbiomas) na composição da supressão total. Para todos os anos de estudo, a supressão de vegetação secundária foi sempre superior à supressão de vegetação primária, sendo que no montante geral houve a supressão de 137.502 hectares de vegetação primária entre 2009 a 2020 (27,68% da supressão total), frente a 359.178 hectares de supressão de vegetação secundária (72,31% da supressão total). O predomínio da supressão de vegetação nativa secundária no estado de São Paulo pode ser um exemplo do que Piffer et al. (2022) consideraram como “florestas efêmeras” em estudo realizado na Mata Atlântica, ou seja, florestas regeneradas que são objeto de supressão em média 7,9 anos após o seu estabelecimento. A supressão destas florestas secundárias apresenta múltiplos impactos socioambientais: de um lado, coloca em risco o processo de transição florestal ou pelo menos de estabilidade na cobertura florestal do território, vez que este processo é em grande medida resultado da regeneração de florestas jovens, que ocorre em paralelo à supressão de florestas maduras, conforme estudo de Rosa et al. (2021). De outro lado, a constante supressão de florestas secundárias jovens impossibilita que estas manchas desempenhem serviços ecossistêmicos como sequestro de carbono e conservação da biodiversidade (SWINFIELD et al. 2023).

2.4.4 DISPARIDADE ESPACIAL NOS *HOTSPOTS* DE SUPRESSÃO REGULAR E IRREGULAR

A aplicação do método de clusterização LISA, com uso do índice local univariado mediano de Moran, revelou presença de *hotspots* distintos para supressão regular/ASV (região sul, região metropolitana de São Paulo e Vale do Paraíba); supressão irregular fiscalizada/AIA (*hotspots* dispersos na região extremo-sul paulista, norte e oeste); e supressão ilegal não fiscalizada (região centro-sul e *hotspots* no Vale do Paraíba e porção norte do estado). Em sendo a maior parte da supressão total ilegal, a distribuição da supressão total acompanha o observado para a supressão ilegal. A supressão de vegetação primária ficou concentrada em um grande *hotspot* que abrange a porção sul, região metropolitana, Vale do Paraíba e regiões litorâneas do estado; ao passo que a supressão de vegetação secundária acompanha o observado para a supressão total e supressão ilegal não fiscalizada. A regeneração líquida de vegetação nativa ficou concentrada em *hotspots* na região sul do estado, e região centro-oeste, com *coldspots* importantes na porção central do estado, onde há regeneração líquida negativa, ou seja, decréscimo da cobertura de vegetação nativa no período de estudo.

O estado de São Paulo apresenta cerca de 5,6 milhões de hectares de cobertura de vegetação nativa, o que corresponde a 22,9% da área do estado (INSTITUTO FLORESTAL, 2020). Esta vegetação nativa é desigualmente distribuída no território, tanto do ponto de vista geográfico, com predomínio de cobertura florestal das regiões sul e litorânea do estado e ausência de vegetação nativa no centro-oeste paulista; quanto do ponto de vista fundiário e de uso econômico da propriedade, com maior ocorrência de vegetação nativa em imóveis rurais de médio e grande porte, e naqueles com exploração de silvicultura (LEITE et al., 2020; GAVIOLI, 2017). O predomínio das supressões tanto regulares como irregulares nas regiões sul e litoral do estado reflete a maior cobertura florestal nestas regiões (INSTITUTO FLORESTAL, 2020).

De outro lado, a regeneração líquida melhor distribuída pelo território paulista como um todo, em especial no centro-oeste do estado, é reflexo da baixa cobertura floresta nesta região (LEITE et al., 2020), o que condiciona incremento líquido de vegetação em função da ausência de florestas pré-estabelecidas. É interessante notar que os *coldspots* de regeneração líquida ocorrem na região central do estado, nos domínios do bioma Cerrado, que vem sendo altamente ameaçado nos últimos anos, inclusive em âmbito nacional (COLLI et al., 2020).

2.4.5. CERRADO PAULISTA APRESENTA MAIOR TAXA DE SUPRESSÃO ILEGAL QUANDO COMPARADO COM A MATA ATLÂNTICA

A maior parte do estado de São Paulo (67,3%) e maior parte da cobertura de vegetação nativa paulista (5,4 milhões de hectares) está no bioma Mata Atlântica, e deste modo os valores absolutos das áreas de supressão e regeneração neste bioma são sempre superiores ao observado no Cerrado, que compreende 32,7% do estado e 239 mil hectares de vegetação nativa remanescente (INSTITUTO FLORESTAL, 2020). Ao fazer uma abordagem relativizada, considerando a participação percentual das áreas de supressão e regeneração em relação ao bioma na qual ocorrem, verificou-se que a supressão total de vegetação nativa no Cerrado paulista observada entre 2009 a 2020 (cerca 153 mil hectares) correspondeu a 3,3% da área do bioma, ao passo que na Mata Atlântica a supressão total observada de cerca de 345 mil hectares no período equivaleu a 1,7% do bioma no território paulista. Tanto no Cerrado quanto na Mata Atlântica a supressão de vegetação secundária apresentou uma maior participação relativa na supressão total, em relação à supressão de vegetação primária. A supressão ilegal observada no Cerrado representou 3,09% do bioma, sendo que na Mata Atlântica este percentual foi de 1,4%. Quanto a regeneração de vegetação nativa, no Cerrado paulista os dados indicam regeneração de cerca de 182 mil hectares (3,9% do bioma) e na Mata Atlântica regeneração de cerca de 545 mil hectares (2,7% do bioma). Apesar da maior regeneração relativa observada no Cerrado entre 2009 a 2020, verifica-se que neste bioma houve regeneração líquida negativa nos dois últimos anos da série histórica, com perda efetiva de vegetação nativa de cerca de 9,5 mil hectares em 2019 e cerca de 4,9 mil hectares em 2020 no Cerrado, já considerando o balanço entre supressão e regeneração. Conforme Mendonça e Gheler-Costa (2018), o Cerrado no estado de São Paulo é historicamente negligenciado, sendo que entre 1962 a 2001 houve o desmatamento de 88% das fisionomias de Cerrado no estado, e somente 0,51% das manchas remanescentes são protegidas por unidades de conservação. Além do menor número de Unidades de Conservação em Cerrado, as zonas de amortecimento destas estão, em geral, com menor cobertura de vegetação nativa do que as zonas de amortecimento das UCs na Mata Atlântica paulista (CARMO, 2022). No âmbito nacional, o Cerrado já perdeu 46% de sua cobertura de vegetação nativa original, e apresenta desafios importantes para sua conservação, dada a boa aptidão agrícola das terras do bioma, que enfrenta taxas de desmatamento anual que são, em média, 2,5 vezes maiores que na Amazônia (STRASSBURG et al., 2017).

2.4.6. RELAÇÃO SUPRESSÃO E VARIÁVEIS PREDITORAS

A partir das regressões lineares múltiplas realizadas, foi possível analisar a influência das variáveis biofísicas e socioeconômicas selecionadas nos oito processos de supressão e regeneração de vegetação nativa estudados. Para a supressão regular (ASV), foi verificada correlação com as variáveis socioeconômicas preditoras população dos municípios, participação da indústria no valor agregado da economia municipal, e o percentual de UC de proteção integral e uso sustentável no município; indicando que a supressão regular está relacionada a regiões mais industrializadas e de maior população, e que também ocorre no interior de áreas protegidas, i.e., as UCs tanto de uso sustentável quanto de proteção integral parecem constituir fator relevante para a regularidade das supressões, o que aponta para a eficiência destas áreas protegidas em diminuir a supressão ilegal. Das variáveis biofísicas, o percentual de vegetação nativa e a temperatura média apresentaram correlação positiva com a supressão regular, o que corrobora a distribuição geográfica das áreas de ASV concentradas nos municípios da região sul paulista, marcada por grande presença de cobertura de vegetação nativa.

Verificou-se ainda uma correlação positiva e significativa entre supressão autorizada e regeneração de vegetação nativa indicando que estes processos ocorrem em paralelo, o que pode ser resultado dos compromissos de compensação ambiental decorrentes de uma supressão licenciada, previstos tanto na Lei da Mata Atlântica (BRASIL, 2006), quanto na Lei do Cerrado paulista (SÃO PAULO, 2009). Estas compensações, que se materializam através de Termos de Compromisso, objetivam a restauração ecológica de fragmentos de vegetação nativa em áreas degradadas (CHAVES et al., 2015). Deste modo, a supressão regular amparada por ASVs no estado de São Paulo, além de ser pontual e pouco relevante frente ao montante total de supressão de vegetação nativa identificada, está bastante associada a fatores do desenvolvimento urbano-industrial (GAVIOLI et al., 2022) ao contrário do observado em outras realidades como Goiás, onde cerca de 90% da supressão de vegetação nativa licenciada é associada a expansão das atividades agrícolas (BARBOSA et al., 2023). Estudos como os de Silva et al. (2023), Calaboni et al. (2018) e Teixeira (2005) identificaram que a participação do setor industrial nas economias é fator que impulsiona o incremento líquido de vegetação nativa nos municípios da Mata Atlântica. O trabalho de Santiago e Couto (2020) também identificou que municípios em todas as regiões brasileiras que são mais urbanizados, industrializados e populosos apresentam maior cobertura florestal e menores taxas de desmatamento, ao que o presente estudo identificou a correlação entre supressão regular, industrialização, densidade populacional e

regeneração de vegetação nativa, sugerindo que a supressão licenciada pode estar relacionada ao processo de transição florestal paulista, que por sua vez é impulsionado por um processo de desenvolvimento urbano-industrial dos territórios (CALABONI et al., 2018).

Para a supressão irregular fiscalizada (AIA), as variáveis preditoras incluem demografia, percentual de vegetação nativa do município e área do município, indicando que municípios com territórios mais extensos e maior cobertura de vegetação nativa apresentam maior incidência de AIAs lavrados. A supressão total também apresentou relação com os AIAs, o que reflete a maior incidência de autos de infração ambiental nos municípios com dinâmicas de supressão mais relevantes. Estes resultados corroboram o apontado por Andrade (2019), que identificou que a variação na cobertura de vegetação nativa está melhor relacionada com a lavratura de AIAs do que a quantidade de órgãos de fiscalização em uma microrregião. A temperatura média também aparece como fator biofísico relacionado aos AIAs, o que é reflexo da distribuição geográfica das áreas autuadas na região central e oeste do estado. O percentual total de UCs nos municípios apresentou correlação negativa com os AIAs, indicando que a maior presença de UCs em um determinado município resulta numa menor emissão de autos de infração, o que pode indicar uma insuficiência de fiscalização em áreas especialmente protegidas, o que já foi evidenciado por outros estudos na realidade amazônica (KAUANO et al., 2017) e no Rio de Janeiro (CARVALHO et al., 2022).

Para a supressão total de vegetação primária, as variáveis preditoras incluem: malha viária, área do município, temperatura e desvio-padrão da declividade como fatores correlacionados positivamente à supressão, o que aponta que áreas melhor servidas por estrutura de acesso, mais quentes (e mais propícias para agricultura) e com maior variação na declividade apresentam maior área suprimida. De fato, a disponibilidade de acessos viários e a declividade menos acentuada são fatores relevantes para facilitar a supressão de vegetação nativa, como já apontado por diversos estudos (SIEGEL et al., 2022; XIONG, et al., 2020; IBISCH et al., 2016; BARBER et al., 2014).

As variáveis percentual total de UC, supressão de vegetação nativa secundária e percentual de APPs do município com passivo ambiental apresentam correlação negativa com a supressão de vegetação primária, o que indica o papel das UCs na proteção das manchas de vegetação nativa, já evidenciado por estudos como os de Brennan et al. (2022) e Maxwell et al. (2020). O resultado também indica que os municípios com menor *compliance* no atendimento a LPVN (maior percentual de APPs com passivo) apresentam menor supressão de vegetação

nativa. Isto ocorre porque o menor *compliance* está relacionado a um menor percentual de vegetação nativa no território, como já indicado por Murakami et al. (2023), que identificaram maiores percentuais de APPs degradadas nos municípios paulistas das regiões central e noroeste do estado, que são as regiões de predomínio de uma agricultura em larga escala e historicamente com déficits de cobertura florestal (LEITE et al., 2020).

Já para a supressão total de vegetação nativa secundária, a declividade média aparece como variável negativamente correlacionada à supressão, indicando que áreas com maior declive médio apresentam menor supressão de vegetação, corroborando os achados de Freitas et al. (2010). O percentual total de UCs também apresentou correlação negativa com a supressão, bem como a urbanização, o que indica que as UCs apresentam alguma barreira para a supressão de vegetação nativa, que ademais tende a ocorrer em áreas menos urbanizadas, corroborando o estudo de Santiago e Couto (2020), que identificaram uma tendência maior de desmatamento em municípios marcados pela atividade agropecuária. Interessante notar que o percentual de vegetação nativa em 2020 apresentou correlação negativa com a supressão de vegetação secundária, o que pode estar relacionado a maior incidência de supressão de vegetação secundária nos municípios da região central do estado de São Paulo que, apesar de apresentarem baixo percentual de cobertura de vegetação nativa, concentraram parte importante da supressão nesta categoria.

Para a supressão total, optou-se por considerar as relações entre as categorias, vez que a supressão total é resultado do somatório de supressão primária e secundária, cujas variáveis preditoras foram discutidas. Ademais, o modelo escolhido para supressão total apresentou resultados conflitantes com os modelos de supressão primária e secundária para variáveis como declividade ou percentual de UCs no município, o que indica cautela na utilização do modelo de supressão total. Destaca-se do modelo de supressão total a ausência de qualquer correlação significativa com as ASVs, corroborando a análise de que a supressão regularmente autorizada é, na realidade paulista, pouco relevante frente ao montante total suprimido. As correlações mais intensas da supressão total se deram com a supressão secundária e depois primária, também corroborando a importância da primeira na conformação do montante total suprimido no estado. Também se identificou correlação positiva com a supressão total e a regeneração, indicando que os dois processos podem ocorrer simultaneamente, no entanto a regeneração líquida, que em última análise representa incremento de fato na cobertura de vegetação, está negativamente correlacionada com a supressão total. De fato, o trabalho de Piffer et al. (2022) identificou processos de regeneração efêmera na Mata Atlântica, onde a vegetação nativa

regenerada é suprimida, em média, após 7,9 anos, o que aponta para os processos de regeneração/supressão ocorrendo em conjunto.

O modelo de regeneração indicou que as áreas regeneradas estão positivamente associadas com cobertura de vegetação nativa, comprimento da rede de drenagem, área do município e participação do setor de serviços no valor agregado. Estes resultados corroboram outros estudos que apontam a proximidade com fragmentos existentes e com áreas ripárias como fatores relevantes na regeneração de vegetação nativa (MOLIN et al., 2018; PIFFER et al., 2022). O fato de o valor agregado do setor de serviços estar positivamente associado à regeneração vai de encontro à teoria da transição florestal, já que sugere que nos municípios nos quais o setor de serviços apresenta mais peso na economia, os processos de regeneração de vegetação nativa ocorrem de forma mais relevante (SILVA et al., 2023), e os processos de desmatamento são menos intensos (SANTIAGO, COUTO, 2020). A variável taxa de urbanização dos municípios em 2010 apresentou relação positiva com a regeneração, e a urbanização em 2020 apresentou relação negativa. Este resultado pode indicar um fator temporal no processo de transição florestal, que pode ter sido mais intenso nos anos 2010, como indica Silva et al. (2023), com um recente esgotamento ou estabilização. O percentual de UC de proteção integral também apresentou correlação negativa com a regeneração, indicando que estes territórios protegidos, embora cumpram com a função de evitar o desmatamento, não estão conseguindo fomentar a regeneração de vegetação nativa a contento no seu interior.

A precipitação também foi correlacionada negativamente com a regeneração, indicando que em regiões mais secas a regeneração de vegetação nativa tende a ser mais intensa. O estudo de Silva et al. (2023) para a Mata Atlântica também apontou esta relação, e os autores hipotetizam que a menor precipitação acaba deslocando a agricultura para as áreas mais propícias, o que libera áreas marginais do ponto de vista da disponibilidade hídrica para a regeneração de florestas. Na realidade do estado de São Paulo, a associação entre déficit hídrico e regeneração de vegetação nativa também pode estar vinculada ao movimento de restauração ecológica conduzido por empreendimentos do setor sucroalcooleiro. As usinas de cana-de-açúcar vêm, nos últimos anos, se expandindo para a região central e oeste paulista (CERVI et al., 2019), com menor precipitação média do que outras regiões do estado (SIQUEIRA, NERY, 2017; LIEBMANN et al., 2001), mas com condições edafoclimáticas favoráveis e áreas de pastagem que podem ser convertidas para a cultura da cana (ALKIMIN et al., 2015). Ao mesmo tempo em que se expande em áreas ocupadas por pastagens e citricultura na região central e oeste paulista (SILVA et al., 2018), o setor sucroalcooleiro vêm empreendendo esforços para

restauração de áreas protegidas e atingimento de *compliance* com a legislação florestal (RODRIGUES et al., 2011; ROTHER et al., 2018), o que pode ter refletido na vinculação entre regeneração florestal e déficit hídrico identificado no presente estudo.

Quanto a regeneração líquida, destaca-se do modelo a correlação apontada com a declividade média, indicando que em áreas de declive mais acentuado, a regeneração líquida tende a ser maior, o que também já foi evidenciado por Molin et al. (2018), e Calaboni et al. (2018). Também houve correlação significativa com a população, e com a supressão de vegetação primária, o que sugere que a regeneração líquida é mais relevante em áreas mais populosas, e ocorre em paralelo a supressão de vegetação primária, em uma dinâmica já analisada por Rosa et al. (2021) para a Mata Atlântica, em estudo que identificou que o incremento de florestas jovens ocorre em detrimento à supressão de florestas maduras. Quanto a supressão ilegal, o modelo apenas correlacionou esta supressão a área fiscalizada (AIA) e supressão total, que na realidade são os *inputs* que geraram o dado da supressão ilegal.

Do exposto, entende-se que é possível analisar os processos de supressão e regeneração observados no estado de São Paulo nos últimos anos a partir de três eixos. O primeiro considera as supressões autorizadas e irregulares fiscalizadas, o que reflete a ação institucional dos órgãos de comando e controle na realidade do estado. Do ponto de vista das áreas autorizadas e fiscalizadas, verifica-se que estas são de pequena importância frente ao montante total suprimido, indicando que os esforços dos agentes governamentais no licenciamento e fiscalização abarcam muito superficialmente a área total de vegetação nativa suprimida. As análises aqui empreendidas indicam que a supressão licenciada e fiscalizada se concentra nos municípios mais populosos, urbanos e industriais. O segundo eixo diz respeito a supressão identificada de vegetação primária e secundária, que se encontra associada em geral a áreas de declive menos intenso, melhor servidas por acessos viários, e mais quentes, ao que hipotetizamos que tais áreas são mais aptas para a agropecuária, que ainda é o principal indutor de desmatamento de florestas ao redor do mundo (PENDRILL et al., 2022). O terceiro eixo de análise, referente a regeneração e regeneração líquida, aponta que estes processos ocorrem nos municípios com maior cobertura de vegetação nativa, declive mais acentuado, maior comprimento da rede de drenagem, com menor precipitação média e com maior peso do setor de serviços na economia.

A supressão de vegetação nativa secundária, que é o processo que conforma a maior parte de supressão total no estado, ocorre em paralelo à regeneração de vegetação nativa. A

supressão de vegetação primária, que também é relevante no computo da supressão total, foi correlacionada positivamente com a regeneração líquida. Deste modo, os resultados sugerem que o incremento líquido de florestas no estado ocorre em paralelo com a supressão vegetação primária, o que resulta numa espécie de “rejuvenescimento” das florestas paulistas, nos termos já indicados por Rosa et al. (2021). De outro lado, estas novas florestas apresentam um caráter efêmero (PIFFER et al., 2022), o que efetivamente coloca em risco o processo de transição florestal que parece ocorrer no estado.

As Unidades de Conservação aparecem nos modelos, como barreiras à supressão de vegetação primária e secundária; mas também influenciando negativamente os processos de regeneração, indicando que estas áreas protegidas embora cumpram com a função de evitar o desmatamento (GONÇALVES-SOUZA et al., 2021), não estão sendo capazes de fomentar os processos de regeneração da vegetação nativa. O estudo não é capaz de indicar se esta correlação negativa entre UCs e regeneração é resultado da ausência de áreas degradadas nas UCs para serem restauradas (i.e, as UCs já se encontram com cobertura florestal adequada), ou se a correlação indica uma incapacidade de gestão no interior das UCs para impulsionar ações de restauração de áreas eventualmente degradadas. O fato de as ASVs estarem correlacionadas com as UCs também apontam para a efetividade destas áreas em afastar o desmatamento ilegal, e concentrarem desmatamentos regulares, inclusive nas unidades de uso sustentável. Sem embargo, a correlação negativa entre AIA e UCs, sugerindo que as supressões ilegais fiscalizadas nestes territórios são pouco relevantes, pode indicar que o efeito das UCs em afastar o desmatamento não autorizado é antes resultado de uma percepção dos agentes em relação à possibilidade de ser autuado considerando o status de especial proteção do território, do que resultado de um efetivo *enforcement* da ação fiscalizatória nestas áreas (TACCONI et al., 2019).

2.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A existência de um arcabouço institucional e legal robusto de licenciamento e fiscalização da supressão de vegetação nativa no estado de São Paulo não tem sido capaz de afetar de forma relevante as dinâmicas de conversão das manchas de vegetação para outros usos, que são 87,54% dos casos irregulares e não fiscalizadas. O Cerrado paulista é especialmente afetado por este processo, apresentando relativamente o dobro da supressão ilegal não fiscalizada em comparação com a Mata Atlântica de São Paulo. Esta supressão irregular é favorecida por fatores como declividade suave, acesso viário, e temperatura. Em paralelo à supressão ilegal, ocorre no estado um processo relevante de regeneração da vegetação

nativa, favorecido por declividade acentuada, malha hidrográfica, vegetação nativa pré-existente, baixa precipitação e importância do setor de serviços na economia, apontando para um processo de transição florestal no estado, que ocorre de forma concomitante à supressão de vegetação primária e secundária, o que coloca em dúvida a sustentação do processo de transição florestal em longo prazo. O estudo revelou que mesmo no estado mais rico da federação, a supressão ilegal de vegetação nativa ainda é um problema relevante, ao que há necessidade de melhoria nos sistemas de comando e controle e incentivos à manutenção de florestas, de modo a atingir os objetivos de conservação e restauração no território.

2.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALLA, L., AUGUSTO, D.A., CHAME, M. et al. Statistically enriched geospatial datasets of Brazilian municipalities for data-driven modeling. *Sci Data* 9, 489, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01581-2Xis>

AGUIAR, R; ENDRES, J.M.; TAYLOR, C.; EVANS, S. Public Conservation Policies on Private Land: A Case Study of the Brazilian Forest Code and Implications for the Agro-Industry Sector. *Pace Environmental Law Review*, vol. 34. 2017. Disponível em: <https://digitalcommons.pace.edu/pelr/vol34/iss2/3>

ALVES-PINTO, H.N., CORDEIRO, C.L.O., GELDMANN, J., JONAS, H.D., GAIARSA, M.P., BALMFORD, A., WATSON, J.E.M., LATAWIEC, A.E., STRASSBURG, B. The role of different governance regimes in reducing native vegetation conversion and promoting regrowth in the Brazilian Amazon, *Biological Conservation*, v. 267, 2022. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109473>.

ALKIMIN, A., SPAROVEK, G., CLARKE, K.C. Converting Brazil's pastures to cropland: an alternative way to meet sugarcane demand and to spare forestlands. *Applied Geography*, 62, p.75-84, 2015. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.04.008>

ANDRADE, V.A.D. A legislação ambiental e seus efeitos no controle dos danos ambientais e na recomposição de áreas legalmente protegidas: uma análise no período de 1987 – 2018 para a região central do estado de São Paulo (Brasil). 2019. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/12233>.

ANSELIN, L. Local Indicators of Spatial Association—LISA. *Geographical Analysis*, 27, 1995. p.93-115. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1995.tb00338.x>

ANSELIN, L., IBNU, S., YOUNGIHN, K. GeoDa: An Introduction to Spatial Data Analysis. *Geographical Analysis* 38 (1), 5-22, 2006.

ARIMA, E.Y., BARRETO, P., ARAÚJO, E., SOARES-FILHO, B. Public policies can reduce tropical deforestation: Lessons and challenges from Brazil, *Land Use Policy*, v. 41, 2014. p.465-473, Doi: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.06.026>.

ARMENTERAS, D., ESPELTA, J.M., RODRÍGUEZ, N., RETANA, J. Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). *Global Environmental Change*, v. 46, p.139-147, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.09.002>.

AZEVEDO, A.A., RAJÃO, R., COSTA, M.A., STABILE, M.C.C., MACEDO, M.N., REIS, T.N.P., ALENCAR, A., SOARES-FILHO, B.S., PACHECO, R. Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation. *PNAS*, v. 114 (29), 2017, p.7653-7658. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1604768114>

AZEVEDO, A. A.; SAITO, C. H.. O perfil dos desmatamentos em Mato Grosso, após implementação do licenciamento ambiental em propriedades rurais. *CERNE*, v. 19, n. 1, 2013, p. 111–122. Doi: <https://doi.org/10.1590/S0104-77602013000100014>

BARBER, C.P., COCHRANE, M.A., SOUZA, C.M., LAURANCE, W.F. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon, *Biological Conservation*, v.177, 2014. p.203-209. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.004>.

BARBOSA, V.A., NABOUT, J.C., CUNHA, H.F. Spatial and temporal deforestation in the Brazilian Savanna: The discrepancy between observed and licensed deforestation in the state of Goiás, *Land Use Policy*, v.131, 2023. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106730>.

BARROS, L.A., VENTER, M., RAMIREZ-DELGADO, J.P., COELHO-JUNIOR, M.G., VENTER, O. No evidence of local deforestation leakage from protected areas establishment in Brazil's Amazon and Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 273, 2014 Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109695>.

BENHIN, J. K. A. Agriculture and Deforestation in the Tropics: A Critical Theoretical and Empirical Review. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* v.35, n.1, p.9-16, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1579/0044-7447-35.1.9>

BEZERRA, D.S. O ministério público frente à questão ambiental: a atuação do parquet como guardião do meio ambiente ecologicamente equilibrado. *Revista Eletrônica Direito e Política*, Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Ciência Jurídica da UNIVALI, v.7, n.2, 2012. Disponível em: www.univali.br/direitoepolitica.

BRANCALION P.H.S.; GARCIA, L.C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R.R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. *Natureza & Conservação*, v. 14, p. 1–15, 2016. Doi: 10.1016/j.ncon.2016.03.004

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

BRASIL. Lei nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília: 26 dezembro 2006. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/11428.htm

BRASIL. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília: 28 maio 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm

BRASIL. Instrução Normativa Ministério do Meio Ambiente nº 2 de 05 de maio de 2014. Dispõe sobre os procedimentos para a integração, execução e compatibilização do Sistema de Cadastro Ambiental Rural-SICAR e define os procedimentos gerais do Cadastro Ambiental Rural-CAR. *Diário Oficial da União*, Brasília: 06 maio 2014. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&legislacao=132401>

BRENNAN, A., NAIDOO, R., GREENSTRET, L., MEHRABI, Z., RAMANKUTTY, N., KREMEN, C. Functional connectivity of the world's protected areas. *Science*, 376, p.1101-1104, 2022. DOI:10.1126/science.abl8974

CALABONI, A., TAMBOSI, L.R., IGARI, A.T., FARINACI, J.S., METZGER, J.P., URIARTE, M. The forest transition in São Paulo, Brazil: historical patterns and potential drivers. *Ecology and Society*, v.24, n.4, 2018. Doi: <https://doi.org/10.5751/ES-10270-230407>

CAPELARI, M.G.M., ARAÚJO, S.M.Z.G., CALMON, P.C.D.P., BORINELLI, B. Mudança de larga escala na política ambiental: análise da realidade brasileira. *Revista de Administração Pública*, 54 (6), p.1691-1710, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1590/0034-761220190445>

CARMO, A.B.G. Análise quantitativa, qualitativa e temporal da cobertura de vegetação nativa das zonas de amortecimento das unidades de conservação do estado de São Paulo. (Trabalho de Conclusão de Curso), UFSCar, 2022. 40p.

CARVALHO, F. A., RUGGIERO, P., PINTO, L.F.G., SPAROVEK, G., METZGER, J.P. Agricultural certification as a complementary tool for environmental law compliance, *Biological Conservation*, v. 277, 2023. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109847>.

CARVALHO, A. C. P. de; SILVA, R.; SANTOS, A.; ROCHA, M. Panorama das infrações ambientais em Unidades de Conservação federais do Rio de Janeiro. *Terrae Didactica*, Campinas, SP, v. 18, n. 00, p. e022028, 2022. DOI: 10.20396/td.v18i00.8669977.

CERVI, W.R., LAMPARELLI, R.A.C., SEABRA, J.E.A., JUJINGER, M., HILST, F.V. Bioelectricity potencial from ecologically available sugarcane straw in Brazil: a spatially explicit assessment. *Biomass and Bioenergy*, 122, p. 391-399, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.02.001>

CHAPE, S., HARRISON, J., SPALDING, M., LYSENKO, I. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions Royal Society Biological Sciences*. 28; 360(1454): p443-455, 2005 Doi: 10.1098/rstb.2004.1592.

CHAVES, R.B., DURIGAN, G., BRANCALION, P.H.S., ARONSON, J. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). *Restoration Ecology*, 23: 754-759, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.12267>

COELHO-JUNIOR, M.G., VALDIONES, A.P., SHIMBO, J.Z., SILGUEIRO, V., ROSA, M., MARQUES, C.D.L., OLIVEIRA, M., ARAÚJO, S., AZEVEDO, T. Unmasking the impunity of illegal deforestation in the Brazilian Amazon: a call for enforcement and accountability. *Environ. Res. Lett.*, 17, 041001, 2022. Doi: 10.1088/1748-9326/ac5193

COLLI, G.R., VIEIRA, C.R., DIANESE, J.C. Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. *Biodivers Conserv* 29, p.1465–1475, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01967-x>

DE SY, V.; HEROLD, M.; ACHARD, F.; AVITABILE, V.; BACCINI, A.; CARTER, S.; CLEVERS, J. G. P. W.; LINDQUIST, E.; PEREIRA, M.; VERCHOT, L. Tropical deforestation drivers and associated carbon emission factors derived from remote sensing data. *Environmental Research Letters*, vol. 14, no. 9, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab3dc6>.

FARINACI, J. S., BATISTELLA, M. Variation on native vegetation cover in São Paulo: an overview of current knowledge. *Revista Árvore*, 36 (4), 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622012000400011>

FUNDAÇÃO BRASILEIRA PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (FBDS). Mapeamento em Alta Resolução dos Biomas Brasileiros: arquivos vetoriais, metadados e metodologia. 2018. Disponível em: www.geo.fbds.org.br. Acesso em: dezembro 2022.

FIELD, A., MILES, J., FIELD, Z. *Discovering statistics using R*. SAGE, 2012, 993p.

FREITAS, F.C.M, SPAROVEK, G, MATSUMOTO, M.H. A adicionalidade do mecanismo de compensação de Reserva Legal na Lei 12.651/2012: uma análise da oferta e demanda de Cotas de Reserva Ambiental. In: SILVA, A.P.M.; MARQUES, H.R.; SAMBUICHI, R.H.R. (Orgs.) *Mudanças no código florestal brasileiro: desafios para a implementação da nova lei*. Rio de Janeiro: Ipea, p.125-159, 2016.

GAVIOLI, F.R., REZENDE, A.F., MOLIN, P.G. Espacialização das Autorizações para supressão de vegetação nativa no estado de São Paulo e sua relação com a paisagem de entorno. In: ANAIS DO XX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2023, Florianópolis. Anais eletrônicos... São José dos Campos, INPE, 2023. Disponível em: <https://proceedings.science/sbsr-2023/trabalhos/espacializacao-das-autorizacoes-para-supressao-de-vegetacao-nativa-no-estado-de?lang=pt-br>

GAVIOLI, F. R.; MELILLO, R. C. S.; OLIVEIRA, C. R. de. Estrutura fundiária e conservação de florestas em propriedades rurais do Circuito das Frutas/SP: uma análise dos impactos da Lei 12.651/2012 na conformação de Reservas Legais e Cotas de Reserva Ambiental. *Caminhos de Geografia*, Uberlândia, MG, v. 21, n. 74, p. 241–258, 2020. doi: 10.14393/RCG217450304.

GAVIOLI, F.R. O impacto da lei florestal brasileira na instituição de Reservas Legais no território paulista: um estudo a partir dos dados públicos do Sistema de Cadastro Ambiental Rural. *Desenvolvimento e Meio Ambiente (UFPR)*, v. 42, p. 160-179, 2017. Doi: <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v42i0.52873>.

GEOFABRIK, OpenStreetMap: OpenStreetMap data for Brazil. 2022. <http://download.geofabrik.de/south-america/brazil-latest-free.shp.zip>. Acesso em: janeiro 2022.

GIANNICHI, M.L; GAVISH, Y; BAKER, T.R; DALLIMER, M; ZIV, G. Scale dependency of conservation outcomes in a forest offsetting scheme. *Conservation Biology*, p.1-10, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1111/cobi.13362>

GONÇALVES-SOUSA, D., VILELA, B., PHALAN, B., DOBROVOLSKI, R. The role of protected areas in maintaining natural vegetation in Brazil. *Sci. Adv.* 7, eabh2932, 2021 DOI:10.1126/sciadv.abh2932

HÄNGGLI, A., LEVY, S.A., ARMENTERAS, D., BOVOLO, C.I., BRANDÃO, J., RUEDA, X., GARRET, R.D. A systematic comparison of deforestation drivers and policy effectiveness across the Amazon biome. *Environ. Res. Lett.* 18 073001, 2023. DOI: 10.1088/1748-9326/acd408

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades e Estados. Disponível em <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados.html> Acesso em jan 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Arquivo vetorial Biomas do Brasil 1: 250.000. IBGE. Rio de Janeiro, 2019. Disponível em <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/15842-biomas.html> Acesso em janeiro 2022

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). Projeto Topodata – banco de dados geomorfológicos do Brasil. Disponível em <http://www.dsr.inpe.br/topodata/index.php>. Accessed: 01/08/2022.

IBISCH, P.L., HOFFMANN, M.T., KREFT, S., PE'ER, G., KATI, V., BIBER-FREUDENBERGER, L., DELLASALA, D.A., VALE, M.M., HOBSON, P.R., SELVA, N. A global map of roadless areas and their conservation status. *Science* 354, 1423–1427, 2016. Doi: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aaf7166>

INSTITUTO FLORESTAL. Inventário Florestal do Estado de São Paulo 2020: mapeamento da cobertura vegetal nativa. São Paulo: Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2020. 40p. Disponível em: www.iflorestal.sp.gov.br

ISSII, T.M., ROMERO, A.C., PEREIRA-SILVA, E.F.L., ATTANASIO, M.R., HARDT, E. The role of legal protection in forest conservation in an urban matrix, *Land Use Policy*, v. 91, 2020, <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104366>.

KAUANO É.E., SILVA J.M.C., MICHALSKI, F. Illegal use of natural resources in federal protected areas of the Brazilian Amazon. *PeerJ* 5:e3902, 2017. Doi: <https://doi.org/10.7717/peerj.3902>

LAMBIN, E.F., GIBBS, H.K., HEILMAYR, R. CARLSON, K.M., FLECK, L.C., GARRET, R.D., WAROUX, Y.P., MCDERMOTT, C.L., MCLAUGHLIN, D., NEWTON, P., NOLTE, C., PACHECO, P., RAUSCH, L.L., STRECK, C., THORLAKSON, T., WALKER, N.F. The role of supply-chain initiatives in reducing deforestation. *Nature Clim Change* 8, p.109–116, 2018. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41558-017-0061-1>

LEITE, M.S., SILVA JUNIOR, J.A., CALABONI, A., IGARI, A.T. Fatores socioeconômicos e a vegetação nativa em imóveis rurais no estado de São Paulo. *Ambiente e Sociedade*, 23, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20170309r3vu2020L1AO>

LEVIS, C., FLORES, B.M., MAZZOCHINI, G.G., MANHÃES, A.P., CAMPOS-SILVA, J.V., AMORIM, P.B., PERONI, N., HIROTA, M., CLEMENT, C.R. Help restore Brazil's governance of globally important ecosystem services. *Nat Ecol Evol* 4, p.172–173, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41559-019-1093-x>

LIEBMANN, B., JONES, C., CARVALHO, L.M.V. Interannual variability of daily extreme precipitation events in the state of São Paulo, Brazil. *Journal of Climate*. v.14, p.208-218, 2001.

LIMA, M.G.B., DA COSTA, K. Quo vadis, Brazil? Environmental Malgovernance under Bolsonaro and the Ambiguous Role of the Sustainable Development Goals. *Bull Lat Am Res*, 41: p.508-524, 2022. Doi: <https://doi.org/10.1111/blar.13336>

LIRA P.K., PORTELA R.C.Q., TAMBOSIL R. Land-Cover Changes and an Uncertain Future: Will the Brazilian Atlantic Forest Lose the Chance to Become a Hopespot?. In: Marques M.C.M., Grelle C.E.V. (eds) *The Atlantic Forest*. Springer, Cham, 2021. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_11

LUZARDO, A.J.R, CASTAÑEDA FILHO, R.M., RUBIM, I.B. Análise espacial exploratória com o emprego do índice de Moran. *GEOgraphia*, v.19, n.40, p.161-179, 2017.

MAPBIOMAS. Relatório Anual de Desmatamento 2022. São Paulo, MapBiomias, 2023, 125p. Disponível em <http://alerta.mapbiomas.org>

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra do Brasil: (Coleção 8), 2022. Disponível em: <https://mapbiomas.org/> Acesso em: Setembro.2023.

MAXWELL, S.L., CAZALIS, V., DUDLEY, N., HOFFMANN, M., RODRIGUES, A.S.L., STOLTON, S., VISCONTI, P., WOODLEY, S. KINGSTON, N., LEWIS, E., MARON, M., STRASSBURG, B.B.N., WENGER, A., JONAS, H.D., VENTER, O., WATSON, J.E.M. Area-based conservation in the twenty-first century. *Nature* 586, p. 217–227, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2773-z>

MELLO, K., BRITES, A., BORGES-MATOS, C., TAVARES, P.A., METZGER, J.P., RODRIGUES, R.R., SANTOS, Z.L., JOLY, C.A., SPAROVEK, G. Ciência e implementação de política ambiental: o caso do Código Florestal no Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 22, 2022. Doi: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2022-1373>

MENDONÇA, R.A.G; GHELIER-COSTA, C. O negligenciado cerrado paulista. *Revista Brasileira de Geografia*, v. 63, n. 1, p.129-155. 2018.

MENEZES, R.G., BARBOSA JR., R. Environmental governance under Bolsonaro: dismantling institutions, curtailing participation, delegitimising opposition. *Z Vgl Polit Wiss* 15, p.229–247, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1007/s12286-021-00491-8>

MITSUDA, Y., ITO, S. A review of spatial-explicit factors determining spatial distribution of land use/land-use change. *Landscape Ecol Eng* 7, 117–125, 2011). Doi: <https://doi.org/10.1007/s11355-010-0113-4>

MMA Ministério do Meio Ambiente. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC). Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/areas-protegidas/plataforma-cnuc-1>, acesso em agosto.2023.

MOLIN, P.G; CHAZDON, R.; FERRAZ, S.F.B.; BRANCALION, P. H. S. A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. *Journal of Applied Ecology*, v.55 p. 2767-2778, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13263>

MOLIN, P.G., GERGEL, S.E., SOARES-FILHO, B.S., FERRAZ, S.F.B. Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. *Landscape Ecology*, v.32, p.857-970, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0490-2>.

MURAKAMI, L.Y.K., MASSI, K.G., MENDES, T.S.G. Socioeconomic aspects of riparian vegetation debt in the state of Sao Paulo, Brasil, *Land Use Policy*, v.130, 2023. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106652>.

MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B., KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, 24, p.853-858, 2000. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/35002501.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2022.

SIQUEIRA, B.; NERY, J.T. Análise do Índice Padronizado de Precipitação para o Estado de São Paulo (Analysis of the Standardized Precipitation Index for the State of São Paulo). *Revista Brasileira de Geografia Física*, [S. l.], v. 10, n. 6, p. 1775–1783, 2017. Doi: 10.26848/rbgf.v10.6.p1775-1783.

PENDRILL, F., GARDNER, T.A., MEYFROIDT, P., PERSSON, U.M., ADAMS, J., AZEVEDO, T., LIMA, M.G.B., BAUMANN, M., CURTIS, P.G., SY, V., GARRETT, R., GODAR, J., GOLDMAN, E.D., HANSEN, M.C., HEILMAYR, R., HEROLD, M., KUEMMERLE, T., LATHUILLIÉRE, M.J., RIBEIRO, V., TYUKAVINA, A., WEISSE, M.J.,

WEST, C. Disentangling the numbers behind agriculture-driven tropical deforestation, *Science*, v.377, n.6611, 2022. Doi: 10.1126/science.abm9267

PIFFER, P.R., ROSA, M.R., TAMBOSI, L.R., METZGER, J.P., URIARTE, M. Turnover rates of regenerated forests challenge restoration efforts in the Brazilian Atlantic forest. *Environmental Research Letters*, v 17, n4, 2022. Doi: 10.1088/1748-9326/ac5ae1

QGIS DEVELOPMENT TEAM. Hannover 3.16.15, QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. 2023. Disponível em: <http://qgis.org>

RADWAN, T.M., BLACKBURN, G.A., WHYATT, J.D., ATKINSON, P.M. Global land cover trajectories and transitions. *Scientific Reports*, v. 11, 12814, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-92256-2>.

RAJÃO, R., SOARES-FILHO, B., NUNES, F., BÖRNER, J., MACHADO, L., OLIVEIRA, A., PINTO, L., RIBEIRO, V., RAUSCH, L., GIBBS, H., FIGUEIRA, D. The rotten apples of Brazil's agribusiness, *Science*, v.369, n. 6501, p.246-248. Doi: 10.1126/science.aba6646

RAMANKUTTY, N., COOMES, O.T. Land-use regime shifts: an analytical framework and agenda for future land-use research. *Ecology and Society*, v.21, n.2, 2016. Doi: <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08370-210201>

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. 2022. <https://www.R-project.org/>

REIS, T.N.P., FARIA, V.G., LOPES, G.R., SPAROVEK, G., WEST, C., RAJÃO, R., FERREIRA, M.N., ELVIRA, M.M.S., VALLE, R.S.T. Trading deforestation—why the legality of forest-risk commodities is insufficient. *Environmental Research Letters*, 16, 124025. 2021. Doi: 10.1088/1748-9326/ac358d

ROCHEDO, P.R.R., SOARES-FILHO, B., SCHAEFFER, R., VIOLA, E., SZKLO, A., LUCENA, A.F.P., KOBERLE, A., DAVIS, J.L., RAJÃO, R., RATHMANN, R. The threat of political bargaining to climate mitigation in Brazil. *Nature Clim Change* 8, p. 695–698, 2018. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0213-y>

RODRIGUES, R.R., GANDOLFI, G., NAVE, A.G., ARONSON, J., BARRETO, T.E., VIDAL, C.Y., BRANCALION, P.H.S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, v.261, p.1605-1613, 2011. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.005>.

ROSA, M. R.; BRANCALION, P. H. S.; CROUZEILLES, R.; TAMBOSI, L. R.; PIFFER, P. R.; LENTI, F. E. B.; HIROTA, M.; SANTIAMI, E.; METZGER, J. P. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Science Advances*, v.7, no.4 eabc4547. 2021. Doi: 10.1126/sciadv.abc4547

ROTHER D.C., VIDAL C.Y., FAGUNDES I.C., SILVA, M.M., GANDOLFI, S., RODRIGUES, R.R., NAVE, A.G., VIANI, R.A.G, BRANCALION, P.H.S. How Legal-Oriented Restoration Programs Enhance Landscape Connectivity? Insights From the Brazilian Atlantic Forest. *Tropical Conservation Science*. 11, 2018. Doi:10.1177/1940082918785076

RUDEL, T.K., COOMES, O.T., MORAN, E., ACHARD, F., ANGELSEN, A., XU, J., LAMBIN, E. Forest transitions: towards a global understanding of land use change, *Global Environmental Change*, v. 15, n. 1, 2005, 23-31p., DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.11.001>.

RUGGIERO, P. G. C., PFAFF, A., NICHOLS, E., ROSA, M., METZGER, J. P. Election cycles affect deforestation within Brazil's Atlantic Forest. *Conservation Letters*. 14:e12818, 2021. <https://doi.org/10.1111/conl.12818>

SÃO PAULO. Lei 13.550 de 02 de junho de 2009. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Cerrado no Estado, e dá providências correlatas. *Diário Oficial do Estado*, 02.junho.2009. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2009/lei-13550-02.06.2009.html>

SÃO PAULO. Resolução SEMIL nº 02 de 02 de janeiro de 2024. Dispõe sobre critérios parâmetros para a compensação ambiental devida em razão da emissão de autorização, pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, para supressão de vegetação nativa, corte de árvores isoladas ou intervenções em Áreas de Preservação Permanente - APP em áreas rurais e urbanas do Estado de São Paulo. *Diário Oficial do Estado*, 03.janeiro.2024. Disponível:

https://www.imprensaoficial.com.br/DO/BuscaDO2001Documento_11_4.aspx?link=%2f2024%2fexecutivo+secao+i%2fjaneiro%2f03%2fpag_0030_5a94a2cf7ba746ccd88fafc5c6b64aff.pdf&pagina=30&data=03/01/2024&caderno=Executivo%20I&paginaordenacao=100030

SANTIAGO, A.R., COUTO, H.T.Z. Socioeconomic development versus deforestation: considerations on the sustainability of economic and social growth in most Brazilian municipalities. *Environmental Development*, 35, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100520>

SEADE. Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. Repositório de informações dos municípios paulistas. 2023. Disponível em: <https://repositorio.seade.gov.br/>

SEMIL. Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística do estado de São Paulo. Sistema Integrado de Gestão Ambiental – SIGAM, 2023a. Disponível em: <https://sigam.ambiente.sp.gov.br/>

SEMIL. Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística do estado de São Paulo. Plataforma Painel Verde, 2023b. Disponível em: <https://mapas.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/portal/apps/experiencebuilder/experience/?id=ede801f60edc4586a8dcf40e10b7dde0>

SEMIL. Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística do estado de São Paulo. Infraestrutura de Dados Ambientais do Estado de São Paulo – IDEA/SP DataGeo, 2023c. Disponível em: <https://datageo.ambiente.sp.gov.br/>

SIEGEL, K., FARAH PEREZ, A., KINNEBREW, E., MILLS-NOVOA, M., OCHOA, J., & SHOFFNER, E. Integration of qualitative and quantitative methods for land-use-change modeling in a deforestation frontier. *Conservation Biology*, 36, e13924, 2022. Doi: <https://doi.org/10.1111/cobi.13924>

SILVA, R.F.B., MORAN, E., VIÑA, A., MILLINGTON, J.D.A., DOU, Y., VIEIRA, S.A., LOPEZ, M.C., LIU, J. Toward a forest transition across the Brazilian Atlantic Forest biome. *Front. For. Glob. Change*, v 6, 2023. Doi: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1071495>

SILVA, R.F.B., BATISTELLA, M., MORAN, E.F. 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. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.04.019>.

SILVA, A.L., ALVES, D.S., FERREIRA, M.P. Landsat-based land use change assessment in the Brazilian Atlantic Forest: forest transition and sugarcane expansion. *Remote Sensing*, 10, 96, 2018. Doi: <https://doi.org/10.3390/rs10070996>

SOUZA C.M. JR., SHIMBO J., ROSA M.R., PARENTE L.L., ALENCAR A, RUDORFF BFT, HASENACK H, MATSUMOTO M, G. FERREIRA L, SOUZA-FILHO PWM, DE OLIVEIRA SW, ROCHA WF, FONSECA AV, MARQUES CB, DINIZ CG, COSTA D, MONTEIRO D, ROSA ER, VÉLEZ-MARTIN E, WEBER EJ, LENTI FEB, PATERNOST FF, PAREYN FGC, SIQUEIRA JV, VIERA JL, NETO LCF, SARAIVA MM, SALES MH, SALGADO MPG, VASCONCELOS R, GALANO S, MESQUITA VV, AZEVEDO T. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*. v.12, n.17:2735, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

SPAROVEK, G., REYDON, B.P., PINTO, L.F.G., FARIA, V., FREITAS, F.L.M., AZEVEDO-RAMOS, C., GARDNER, T., HAMAMURA, C., RAJÃO, R., CERIGNONI, F., SIQUEIRA, G.P., CARVALHO, T., ALENCAR, A., RIBEIRO, V. Who owns Brazilian lands? *Land Use Policy*, v.87, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104062>.

STRASSBURG, B., BROOKS, T., FELTRAN-BARBIERI, R. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat Ecol Evol* 1, 0099, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>

SWINFIELD, T., BRANCALION, P., BALMFORD, A., WHEELER, C., STRASSBURG, B. Carbon credits and the “Peter Pan” forests. *Cambridge Open Engage*, 2023. Doi:10.33774/coe-2023-r06gw

TACCONI, L., RODRIGUES, R.J., MARYUDI, A. Law enforcement and deforestation: Lessons for Indonesia from Brazil, *Forest Policy and Economics*, v.108, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.05.029>

TEIXEIRA, J. Modernização da agricultura no Brasil: Impactos econômicos, sociais e ambientais. *Rev. Eletrôn. Assoc. Geógr. Brasil.* 2, 21–42, 2005.

TEPEDINO, G.J.M. A questão ambiental, o Ministério Público e as ações civis públicas. *Argumentum Journal of Law*, v.02, 2002. Disponível em: <http://201.62.80.75/index.php/revistaargumentum/article/view/393/131>

TURNER, B.L., LAMBIN, E.F., REENBERG, A. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *PNAS*, 104 (52), p.20666-20671, 2007. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.0704119104>

UNGAR, M. Prosecuting Environmental Crime: Latin America's Policy Innovation. *Latin American Policy*, 8: 63-92, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1111/lamp.12116>

VALDIONES, A.P., BERNASCONI, P., SILGUEIRO, V., GUIDOTTI, V., MIRANDA, F., COSTA, J., RAJÃO, R., MANZOLLI, B. Desmatamento ilegal na Amazônia e no Matopiba: falta transparência e acesso à informação. Boletim técnico ICV, WWF e Imaflora, 2021. 17p. Disponível em: <https://www.icv.org.br/website/wp-content/uploads/2021/05/icv-relatorio-f.pdf>.

VASCONCELOS, A., BERNASCONI, P., GUIDOTTI, V., SILGUEIRO, V., VALDIONES, A.P., CARVALHO, T., BELLFIELD, H., PINTO, L.F.G. Illegal deforestation and Brazilian soy exports: the case of Mato Grosso. *Trase, Imaflora, ICV, Issue Brief n°4*, 2020. https://resources.trase.earth/documents/issuebriefs/TraseIssueBrief4_EN.pdf

XIONG, B, CHEN, R, XIA, Z, YE, C, ANKER, Y. Large-scale deforestation of mountainous areas during the 21st Century in Zhejiang Province. *Land Degrad Dev.* 31: 1761–1774, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1002/ldr.3563>

ZANQUIM JUNIOR, J.W. A conciliação ambiental e o atendimento ambiental no estado de São Paulo. 2016. 100 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos – SP, 2016.

2.7. MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela 3 – Modelos de regressão linear múltipla adotados no estudo

Categoria	Modelos – categoria versus variáveis preditoras	AIC	Coeficiente de determinação	
ASV	Mod1 <- lm (ASV_TOTAL ~ Demo_Pop + urb_2010 + urb_2020 + vaagropart + vaindpart + vaservpart + vaadmpart + pib + VN_2020 + VN_2010 + road_sum + drenagem + app_passivo_perc + slopemean + slopestdev + AREA_HA + AIA_TOTAL + SUPPRIM + SUPSEC + SUPTOTAL + RECTOTAL + SALDOREC + UC_PI_percent + UC_US_percent + UC_total_percent + precipitation + temperatura + supilegal, data = data)	1373,122	R ² = 0,5212	
	Mod2 <- lm (ASV_TOTAL ~ Demo_Pop + vaindpart + VN_2010 + SUPPRIM + RECTOTAL + UC_PI_percent + UC_US_percent + UC_total_percent + precipitation + temperatura + supilegal, data = data)	1349,181	R ² = 0,5281	
Coefficients:	Estimative	Std. Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	-1.79646	4.212	-0.426	0.6699
Demo_Pop	0.3863	0.04224	9.145	< 2e-16 ***
vaindpart	0.5464	0.21719	2.516	0.012175 *
VN_2010	3.93457	0.63805	6.167	1.42e-09 ***
SUPPRIM	0.18716	0.07571	2.472	0.013763 *
RECTOTAL	0.20621	0.08640	2.387	0.017361 *
UC_PI_percent	18.69601	5.06839	3.689	0.000250 ***
UC_US_percent	18.95183	5.10096	3.715	0.000225 ***
UC_total_percent	-19.66622	5.15597	-3.814	0.000153 ***
precipitation	-1.17123	0.48156	-2.432	0.015353 *
temperatura	1.84963	0.67407	2.744	0.006284 **
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				

AIA	Mod1 <- lm (AIA_TOTAL ~ Demo_Pop + urb_2010 + urb_2020 + vaagropart + vaintpart + vaservpart + vaadmpart + pib + VN_2020 + VN_2010 + road_sum + drenagem + app_passivo_perc + slopemean + slopestdev + AREA_HA + ASV_TOTAL + SUPPRIM + SUPSEC + SUPTOTAL + RECTOTAL + SALDOREC + UC_PI_percent + UC_US_percent + UC_total_percent + precipitation + temperatura + supilegal, data = data)	1404,551	R ² = 0,6023	
	Mod2 <- lm (AIA_TOTAL ~ Demo_Pop + VN_2020 + AREA_HA + SUPSEC + SUPTOTAL + UC_US_percent + UC_total_percent + temperatura + supilegal, data = data)	1380,186	R ² = 0,6069	
Coefficients: Estimative Std. Error t-value Pr(> t)				
(Intercept) -21.21982 2.36299 -8.980 < 2e-16 ***				
Demo_Pop 0.18708 0.03488 5.364 1.23e-07 ***				
VN_2020 1.82260 0.59211 3.078 0.002195 **				
AREA_HA 0.35329 0.08968 3.939 9.30e-05 ***				
SUPSEC -0.79360 0.23572 -3.367 0.000818 ***				
SUPTOTAL 2.71984 0.26866 10.124 < 2e-16 ***				
UC_total_percent -1.31311 0.62245 -2.110 0.035379 *				
temperatura 4.96827 0.74823 6.640 8.02e-11 ***				
supilegal -1.42603 0.09226 -15.456 < 2e-16 ***				
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				
Supressão de vegetação primária (SUPPRIM)	Mod1 <- lm (SUPPRIM ~ Demo_Pop + urb_2010 + urb_2020 + vaagropart + vaintpart + vaservpart + vaadmpart + pib + VN_2020 + VN_2010 + road_sum + drenagem + app_passivo_perc + slopemean + slopestdev + AREA_HA + ASV_TOTAL + AIA_TOTAL + SUPSEC + SUPTOTAL + RECTOTAL + SALDOREC + UC_PI_percent + UC_US_percent + UC_total_percent + precipitation + temperatura + supilegal, data = data)	-14.29655	R ² = 0,968	

<pre>Mod2 <- lm (SUPPRIM ~ urb_2010 + vaagropart + road_sum + app_passivo_perc + slopestdev + AREA_HA + SUPSEC + SUPTOTAL + RECTOTAL + SALDOREC + UC_US_percent + UC_total_percent + temperatura, data = data)</pre>					-7,16	R ² = 0,9684
Coefficients:	Estimative	Std. Error	t-value	Pr(> t)		
(Intercept)	-5.96808	0.82538	-7.231	1.78e-12 ***		
road_sum	0.07231	0.02173	3.328	0.000937 ***		
app_passivo_perc	-0.26974	0.11300	-2.387	0.017350 *		
slopestdev	0.26553	0.03716	7.146	3.12e-12 ***		
AREA_HA	0.15923	0.03288	4.843	1.70e-06 ***		
SUPSEC	-2.01802	0.06051	-33.349	< 2e-16 ***		
SUPTOTAL	2.98333	0.07115	41.932	< 2e-16 ***		
RECTOTAL	-0.25098	0.06113	4.106	4.69e-05 ***		
SALDOREC	0.04406	0.02128	2.071	0.038857 *		
UC_US_percent	0.86844	0.15393	5.642	2.80e-08 ***		
UC_total_percent	-0.93654	0.14715	-6.364	4.38e-10 ***		
temperatura	0.88201	0.24224	3.641	0.000299 ***		
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1						
Supressão de vegetação secundária (SUPSEC)	<pre>Mod1 <- lm (SUPSEC ~ Demo_Pop + urb_2010 + urb_2020 + vaagropart + vaindpart + vaservpart + vaadmpart + pib + VN_2020 + VN_2010 + road_sum + drenagem + app_passivo_perc + slopemean + slopestdev + AREA_HA + ASV_TOTAL + AIA_TOTAL + SUPPRIM + SUPTOTAL + RECTOTAL + SALDOREC + UC_PI_percent + UC_US_percent + UC_total_percent + precipitation + temperatura + supilegal, data = data)</pre>			-971,6312	R ² = 0,993	

Mod2 <- lm (SUPPRIM ~ SUPSEC ~ urb_2020+ VN_2020 + slopemean + slopestdev + AREA_HA + AIA_TOTAL + SUPPRIM + SUPTOTAL + RECTOTAL + SALDOREC + UC_US_percent + UC_total_percent + temperatura, data = data)					4,52	R ² = 0,994
Coefficients:	Estimative	Std. Error	t-value	Pr(> t)		
(Intercept)	-2.498381	0.298157	-8.379	5.24e-16 ***		
urb_2020	-0.163782	0.059265	-2.764	0.00593 **		
VN_2020	-0.196676	0.074574	-2.637	0.00861 **		
slopemean	-0.099904	0.030936	-3.229	0.00132 **		
slopestdev	0.159131	0.027296	5.830	9.87e-09 ***		
AREA_HA	0.051693	0.012307	4.200	3.15e-05 ***		
AIA_TOTAL	-0.009957	0.003617	-2.753	0.00612 **		
SUPPRIM	-0.324325	0.009814	-33.049	< 2e-16 ***		
SUPTOTAL	1.314325	0.018393	71.458	< 2e-16 ***		
UC_US_percent	0.221649	0.067960	3.261	0.00118 **		
UC_total_percent	-0.288981	0.065517	-4.411	1.26e-05 ***		
temperatura	0.510218	0.087368	5.840	9.33e-09 ***		
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1						
Supressão de vegetação total (SUPTOTAL)	Mod1 <- lm (SUPTOTAL~ Demo_Pop + urb_2010 + urb_2020 + vaagropart + vaindpart + vaservpart + vaadmpart + pib + VN_2020 + VN_2010 + road_sum + drenagem + app_passivo_perc + slopemean + slopestdev + AREA_HA + ASV_TOTAL + AIA_TOTAL + SUPPRIM + SUPSEC + RECTOTAL + SALDOREC + UC_PI_percent + UC_US_percent + UC_total_percent + precipitation + temperatura + supilegal, data = data)			-1332,969	R ² = 0,997	

Mod2 <- lm (SUPTOTAL ~ urb_2020 + pib + slopemean + slopestdev + AREA_HA + AIA_TOTAL + SUPPRIM + SUPSEC + RECTOTAL + SALDOREC + UC_US_percent + UC_total_percent + precipitation+ temperatura + supilegal, data = data)					5,26	R ² = 0,994
Coefficients:	Estimative	Std. Error	t-value	Pr(> t)		
(Intercept)	1.289414	0.349222	3.692	0.000246 ***		
urb_2020	0.111811	0.047903	2.334	0.019979 *		
slopemean	0.058346	0.022134	2.636	0.008647 **		
slopestdev	-0.104698	0.020501	-5.107	4.64e-07 ***		
AREA_HA	-0.044748	0.008503	-5.263	2.10e-07 ***		
AIA_TOTAL	0.016723	0.003089	5.413	9.58e-08 ***		
SUPPRIM	0.239014	0.006357	37.599	< 2e-16 ***		
SUPSEC	0.654281	0.011440	57.191	< 2e-16 ***		
RECTOTAL	0.135767	0.016547	8.205	1.92e-15 ***		
SALDOREC	-0.036229	0.005842	-6.201	1.16e-09 ***		
UC_US_percent	-0.164854	0.046611	-3.537	0.000442 ***		
UC_total_percent	0.214900	0.043814	4.905	1.26e-06 ***		
precipitation	0.076967	0.035609	2.161	0.031130 *		
temperatura	-0.366679	0.069631	-5.266	2.07e-07 ***		
supilegal	0.040226	0.007869	5.112	4.53e-07 ***		
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1						
Regeneração total (RECTOTAL)	Mod1 <- lm (RECTOTAL ~ Demo_Pop + urb_2010 + urb_2020 + vaagropart + vaindpart + vaservpart + vaadmpart + pib + VN_2020 + VN_2010 + road_sum + drenagem + app_passivo_perc + slopemean + slopestdev + AREA_HA + ASV_TOTAL + AIA_TOTAL + SUPPRIM + SUPSEC + SUPTOTAL + SALDOREC +			-395,8408	R ² = 0,976	

UC_PI_percent + UC_US_percent + UC_total_percent + precipitation + temperatura + supilegal, data = data)				
Mod2 <- lm (RECTOTAL ~ urb_2010 + urb_2020 + vaservpart + vaadmpart + VN_2020 + VN_2010 + drenagem + slopemean + slopestdev + AREA_HA + SUPPRIM + SUPSEC + SUPTOTAL + SALDOREC + UC_PI_percent + precipitation, data = data)		13,3	$R^2 = 0,976$	
Coefficients:	Estimative	Std. Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	0.813367	0.695336	1.170	0.242655
urb_2010	1.034424	0.462125	2.238	0.025629 *
urb_2020	-1.107906	0.486456	-2.278	0.023173 *
vaservpart	0.301353	0.140377	2.147	0.032290 *
vaadmpart	-0.369868	0.161000	-2.297	0.022009 *
VN_2020	0.799076	0.334407	2.390	0.017236 *
drenagem	0.055760	0.021341	2.613	0.009247 **
AREA_HA	0.148383	0.028606	5.187	3.10e-07 ***
SUPPRIM	-0.115489	0.029962	-3.855	0.000131 ***
SUPTOTAL	0.778788	0.097541	7.984	9.61e-15 ***
SALDOREC	0.265465	0.009275	28.622	< 2e-16 ***
UC_PI_percent	-0.277623	0.117939	-2.354	0.018957 *
precipitation	-0.188844	0.093695	-2.016	0.044379 *
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				
Regeneração líquida (SALDOREC)	Mod1 <- lm (SALDOREC ~ Demo_Pop + urb_2010 + urb_2020 + vaagropart + vaintpart + vaservpart + vaadmpart + pib + VN_2020 + VN_2010 + road_sum + drenagem + app_passivo_perc + slopemean + slopestdev + AREA_HA + ASV_TOTAL + AIA_TOTAL + SUPPRIM + SUPSEC + SUPTOTAL + RECTOTAL +	737,232	$R^2 = 0,8423$	

UC_PI_percent + UC_US_percent + UC_total_percent + precipitation + temperatura + supilegal, data = data)				
Mod2 <- lm (SALDOREC ~ Demo_Pop + urb_2010 + urb_2020 + VN_2020 + slopemean + slopestdev + SUPPRIM + SUPSEC + SUPTOTAL + RECTOTAL, data = data)		708,968	$R^2 = 0,845$	
Coefficients:	Estimative	Std. Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	-2.06019	0.34023	-6.055	-2.72e-09 ***
Demo_Pop	0.06350	0.02166	2.932	0.00352 **
urb_2010	-3.45543	1.47288	-2.346	0.01936 *
urb_2020	3.37796	1.49867	2.254	0.02462 *
slopemean	0.37984	0.15209	2.497	0.01283 *
slopestdev	-0.38285	0.14429	-2.653	0.00822 **
SUPPRIM	0.16587	0.08396	1.976	0.04873 *
SUPTOTAL	-1.85255	0.28178	-6.575	1.21e-10 ***
RECTOTAL	2.29423	0.05803	39.536	< 2e-16 ***
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				
Supressão ilegal (supilegal)	Mod1 <- lm (supilegal ~ Demo_Pop + urb_2010 + urb_2020 + vaagropart + vaindpart + vaservpart + vaadmpart + pib + VN_2020 + VN_2010 + road_sum + drenagem + app_passivo_perc + slopemean + slopestdev + AREA_HA + ASV_TOTAL + AIA_TOTAL + SUPPRIM + SUPSEC + SUPTOTAL + RECTOTAL + UC_PI_percent + UC_US_percent + UC_total_percent + precipitation + temperatura + SALDOREC, data = data)		440,780	$R^2 = 0,9317$
	Mod2 <- lm (supilegal ~ vaservpart + vaadmpart + VN_2010 + AIA_TOTAL + SUPTOTAL, data = data)		404,357	$R^2 = 0,933$
Coefficients:	Estimative	Std. Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	-0.83051	0.08033	-10.339	<2e-16 ***

AIA_TOTAL	-0.21571	0.01281	-16.839	<2e-16 ***
SUPTOTAL	1.21440	0.01604	75.706	<2e-16 ***
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				

Tabela 4 – Testes de Durbin-Watson para os modelos escolhidos.

Modelo	lag	Autocorrelation	D-W Statistic	p-value
ASV	1	0.03384676	1.930645	0.438
AIA	1	-0.05110075	2.100867	0.248
Supressão primária	1	-0.01824554	2.019536	0.842
Supressão secundária	1	0.02284779	1.950277	0.524
Supressão total	1	-0.003106434	1.999922	0.982
Regeneração total	1	0.03217587	1.929642	0.388
Regeneração líquida	1	-0.00986243	2.016224	0.84
Supressão ilegal	1	0.00817351	1.982756	0.726

3. CAPÍTULO III – CARACTERIZAÇÃO DA SUPRESSÃO REGULAR DE VEGETAÇÃO NATIVA OCORRIDA NO ESTADO DE SÃO PAULO ENTRE 2009 E 2020 SOB A ÓTICA DA PAISAGEM

RESUMO

Os remanescentes de vegetação nativa localizados em propriedades privadas estão submetidos à proteção dada pela legislação vigente, que permite a supressão de parte dos fragmentos em determinados casos. Atualmente, os governos e a sociedade buscam atingir metas de desmatamento ilegal zero, como ação estratégica para a mitigação das mudanças climáticas, em especial em regiões tropicais nas quais a conversão de uso da terra é fator importante para a emissão de gases de efeito estufa. No entanto, pouco se sabe acerca das dinâmicas da supressão regular de vegetação nativa, e em quais paisagens estas ocorrem. O presente estudo se insere neste contexto, e avaliou as Autorizações para Supressão de Vegetação Nativa (ASVs) emitidas pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) entre 2009 e 2020, a partir da inserção destas ASVs nas paisagens. Foram utilizados dados oficiais da CETESB, que é a entidade responsável por emitir as ASVs, compilados pela primeira vez, bem como mapas de uso e cobertura da terra elaborados pela iniciativa Mapbiomas, além de malha viária, hidrográfica e dados de declividade, em um *dataset* único processado em ambiente SIG. Das 9.910 ASVs estudadas, 65% autorizaram supressão de vegetação nativa em estágio pioneiro ou inicial de regeneração, e 85% autorizaram supressões de até 0,5 hectare. As finalidades de urbanização, agropecuária e obras públicas representam, respectivamente, 31%, 30% e 27% das áreas suprimidas regularmente no período de estudo. A partir da análise das paisagens de entorno, identificou-se uma correlação entre estágio da mancha de vegetação nativa autorizada e finalidade da ASV com antropização da paisagem de entorno, sendo que paisagens menos antropizadas abrigam manchas em estágios superiores de regeneração e estão associadas a ASVs para fins agropecuários. A supressão regular de vegetação nativa no estado de São Paulo vem ocorrendo de forma pontual e em pequenas áreas, com predomínio da supressão para fins urbanos de vegetação em estágios pioneiro e inicial de regeneração, e em fragmentos localizados em paisagens já antropizadas, com concentração expressiva na região da macrometrópole paulista, o que pode ser entendido como uma das facetas do processo de transição florestal. A correlação identificada entre estágio de regeneração da vegetação nativa objeto da ASV e paisagem de entorno suporta outros estudos que apontaram para a importância da matriz na sucessão ecológica de manchas de vegetação nativa, e pode embasar estudos posteriores de caracterização dos estágios de regeneração a partir do estudo da paisagem de entorno. Os resultados obtidos podem auxiliar no entendimento dos indutores das supressões regulares de vegetação nativa no estado, o que contribui para o aperfeiçoamento constante das políticas públicas de manejo, gestão e conservação florestal.

Palavras-chave: Uso e cobertura da terra, licenciamento ambiental, estágio de regeneração.

ABSTRACT

The remnants of native vegetation located on private properties are subject to the protection given by current legislation, which allows the suppression of part of the fragments in certain cases. Currently, governments and society seek to achieve zero illegal deforestation goals, as a strategic action to mitigate climate change, especially in tropical regions where land use conversion is an important factor in the emission of greenhouse gases. However, little is known about the dynamics of the regular suppression of native vegetation, and in which landscapes these occur. The present study is part of this context, and evaluated the Authorizations for the Suppression of Native Vegetation (ASVs) issued by the Environmental Company of the State of São Paulo (CETESB) between 2009 and 2020, based on the insertion of these ASVs in the landscapes. Official data from CETESB, which is the entity responsible for issuing ASVs, compiled for the first time, were used, as well as maps of land use and coverage prepared by the Mapbiomas initiative, in addition to road network, hydrographic and slope data, in a unique dataset processed in a GIS environment. Of the 9,910 ASVs studied, 65% authorized the suppression of native vegetation in the pioneer or initial stage of regeneration, and 85% authorized suppressions of up to 0.5 hectare. The purposes of urbanization, agriculture and public works represent, respectively, 31%, 30% and 27% of the areas regularly removed during the study period. From the analysis of the surrounding landscapes, a correlation was identified between the stage of the authorized native vegetation patch and the purpose of the ASV with the anthropization of the surrounding landscape, with less anthropized landscapes harboring patches in higher stages of regeneration and are associated with ASVs for agricultural purposes. The regular suppression of native vegetation in the state of São Paulo has been occurring on a punctual basis and in small areas, with a predominance of suppression for urban purposes of vegetation in pioneering and initial stages of regeneration, and in fragments located in already anthropized landscapes, with a significant concentration in the São Paulo macro-metropolis region, which can be understood as one of the facets of the forest transition process. The correlation identified between the regeneration stage of the native vegetation object of the ASV and the surrounding landscape supports other studies that pointed to the importance of the matrix in the ecological succession of native vegetation patches, and can support subsequent studies characterizing the regeneration stages from the study of the surrounding landscape. The results obtained can help in understanding the drivers of regular suppression of native vegetation in the state, which contributes to the constant improvement of public forest management, management and conservation policies.

Key-words: Land use and coverage, environmental licensing, regeneration stage.

3.1 INTRODUÇÃO

O desmatamento de florestas tropicais é reconhecidamente um problema relevante em nível global, já que traz múltiplos impactos, tais como perda de biodiversidade e emissão de carbono e consequente mudanças climáticas (SEOANE et al., 2010; SCHMIDT et al., 2019), redução da disponibilidade hídrica (ZHANG, WEI, 2021), entre outros. A redução na oferta destes serviços ecossistêmicos afeta negativamente as sociedades humanas e a economia, que é dependente da produção de recursos naturais (GROOT et al., 2002). Nos países tropicais, o desmatamento de florestas é considerado como um dos principais responsáveis pela emissão de gases de efeito estufa, e o controle deste desmatamento é, portanto, ação central nas estratégias de redução da emissão de gases e adaptação climática (LAWRENCE, VANDECAR, 2015). A conversão de florestas para usos antrópicos e as atividades agropecuárias representaram 62% das emissões de GEE brasileiras em 2020, e 28% das emissões de GEE no estado de São Paulo no mesmo ano, atrás apenas do setor de transportes que contribuiu com 29% das emissões de GEE paulistas (SÃO PAULO, 2022).

Neste sentido, o governo brasileiro se comprometeu no âmbito do Acordo de Paris a zerar os desmatamentos ilegais até 2050, em especial na Amazônia (UNFCCC, 2023). Na mesma linha, o estado de São Paulo apresentou plano de ação climática em que pretende zerar os desmatamentos ilegais no estado até 2030, com meta associada de restauração da vegetação nativa em 200 mil hectares em 2030, chegando a 1,5 milhões de hectares em 2050, através do Programa Refloresta SP (SÃO PAULO, 2022). Tais metas, centrais no combate às mudanças climáticas, são um desafio importante para os governos e sociedade, uma vez que 72% do desmatamento observado no Brasil apresenta indícios de ilegalidade (MAPBIOMAS, 2023). Na Amazônia Legal, 93,9% da área desmatada apresenta indícios de ilegalidade, e não é objeto de fiscalização (COELHO-JUNIOR et al., 2022). No estado do Mato Grosso, Vasconcelos et al. (2020) identificaram que 95% do desmatamento ocorrido entre 2012 e 2017 foi ilegal; ao passo que em Goiás 86% do desmatamento observado entre 2011 e 2021 é ilegal conforme trabalho de Barbosa et al. (2023). Importante indicar que o predomínio da supressão ilegal nas diversas regiões do país ocorre mesmo considerando a estrutura institucional brasileira de combate ao desmatamento, que é reconhecidamente uma das mais avançadas do mundo (UNGAR, 2017). Esta estrutura envolve, grosso modo, instrumentos legais, agências de fiscalização e licenciamento, e procedimentos (TACCONI et al., 2019).

No campo da legislação existente, verifica-se que a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN), Lei 12.651/2012, é o principal instrumento legal para a proteção da vegetação nativa nas propriedades privadas (AGUIAR et al., 2017). Tal proteção se concretiza na instituição de reservas legais (RLs), definidas como um percentual a ser mantido como vegetação nativa no interior das propriedades rurais, variável conforme o bioma, e na delimitação das áreas de preservação permanente (APPs), que são áreas especialmente protegidas associadas a nascentes, corpos hídricos, área de elevadas declividade, dentre outros sítios de fragilidade ambiental, e que devem ser mantidas com vegetação nativa ou serem restauradas (BRASIL, 2012). Ambos os dispositivos já existiam na lei florestal de 1965 – Lei Federal 4.771, que foi alterada e revogada pela Lei 12.651/2012. No entanto, o diploma legal vigente inova em relação a seu antecessor, ao estabelecer uma série de disposições transitórias (capítulo XIII da LPVN), que possibilitam a adequação ambiental dos imóveis rurais em determinadas situações, com flexibilização na restauração de APPs e na instituição de RLs (BRANCALION et al., 2016), flexibilizações estas que ocorrem em função do tamanho da propriedade, o que resulta em cenários distintos de gestão florestal, a depender da estrutura fundiária de determinado território (GAVIOLI, 2017).

Sem detalhar os mecanismos da LPVN, cumpre indicar que, em tese, a vegetação nativa não protegida pelos institutos da APP ou RL, que constitui o excedente de 645 mil hectares de nas propriedades rurais do estado de São Paulo (MELLO et al., 2022), pode ser objeto de supressão regular ou conformar Cotas de Reserva Ambiental (CRAs) (BRANCALION et al., 2016). A CRA é prevista no artigo 44 da LPVN, e na prática constituiu um mecanismo de mercado, que possibilita que o déficit de RL de um imóvel seja compensado na vegetação nativa excedente ao percentual mínimo de RL de outra propriedade (BRASIL, 2012). Diversos estudos apontam para uma desproporcionalidade entre oferta e demanda de CRAs, em diversos recortes territoriais: Freitas et al. (2016) identificaram 156 milhões de hectares de CRAs potenciais para uma demanda estimada de 13 milhões de hectares no Brasil. Já Cruz et al. (2020) identificaram uma oferta de CRAs 2,76 vezes superior à demanda na Mata Atlântica de Minas Gerais, e Gavioli et al. (2020) estimaram 14 mil hectares de vegetação nativa existente para conformar CRAs para um déficit estimado de 3,5 mil hectares de RL em propriedades rurais na região paulista do Circuito das Frutas. Esta desproporcionalidade entre oferta e demanda significa que mesmo que o mecanismo da CRA fosse plenamente implementado, ainda haveria vegetação nativa não protegida por RL/APP, passível de supressão legal (GIANNICHI et al., 2019). De

fato, Reis et al. (2021) estimam que cerca de 3,25 milhões de hectares de formações nativas podem ser suprimidas regularmente no Brasil até 2025.

De forma complementar à LPVN, existem outras legislações que protegem estas manchas de vegetação nativa em área comum não protegida, tais como a Lei Federal 11.428/2006 – Lei da Mata Atlântica (BRASIL, 2006), e a Lei Estadual 13.550/2009 – Lei do Cerrado paulista (SÃO PAULO, 2009). Instituída em 2006 e regulamentada em 2008 pelo Decreto Federal 6660/08 (BRASIL, 2008), a Lei da Mata Atlântica dispõe sobre a utilização e proteção dos remanescentes florestais da Mata Atlântica brasileira, e indica que as possibilidades de supressão regular das manchas são articuladas em torno de três fatores: estágio de regeneração, finalidade da supressão e localização da mancha em área rural ou urbana (BRASIL, 2006). A supressão de vegetação primária ou vegetação secundária em estágio avançado de regeneração só pode ser autorizada para obras de utilidade pública, e a supressão de vegetação secundária em estágio médio de regeneração para casos de utilidade pública e interesse social (artigos 14, 20, 21 e 23), havendo ainda condição de compensação ambiental, mediante destinação de vegetação nativa equivalente para preservação ou restauração de área degradada na mesma extensão da área suprimida, e na mesma bacia hidrográfica (artigo 17). Este regramento é aplicável para as manchas localizadas em imóveis rurais, vez que a Lei 11.428/2006 traz dispositivos específicos para as áreas urbanas e regiões metropolitanas (artigos 30 e 31). Nos perímetros urbanos consolidados até a data de publicação da lei, é possível a supressão de vegetação nativa secundária em estágio avançado de regeneração para parcelamento de solo ou edificação, bem como é permitido a supressão de vegetação em estágio médio e inicial de regeneração para a mesma finalidade, com a condicionante de manutenção de parte do fragmento existente no imóvel (BRASIL, 2006). O regramento de supressão de vegetação em áreas urbanas foi detalhado no estado de São Paulo através da Resolução SIMA 80/2020, que estabelece percentuais maiores de manutenção do fragmento existente nos lotes urbanos, comparativamente ao previsto da lei federal (SÃO PAULO, 2020). Os estágios de regeneração - pioneiro, inicial, médio, avançado e primário – são definidos pela Resolução CONAMA 10/1993, convalidada para o estado de São Paulo pela Resolução CONAMA 01/1994 e Resolução Conjunta SMA/IBAMA 01/1994 (SÃO PAULO, 1994). Cabe indicar que cada um dos dezessete estados inseridos na Mata Atlântica possui uma Resolução CONAMA específica estabelecendo os critérios para caracterizar os estágios de regeneração das manchas florestais, em acordo com as peculiaridades regionais (CHIODI, 2008). Conforme Schneider et al. (2018), a publicação da Lei da Mata Atlântica, associada a

efetiva fiscalização por parte dos órgãos ambientais, foi fator importante para a redução de desmatamentos ilegais na região serrana de Santa Catarina. Issii et al. (2020) consideram que embora exista um potencial sinérgico na aplicação da Lei da Mata Atlântica e da LPVN para promoção de paisagens menos fragmentadas, tal potencial é prejudicado pela ausência de estruturas governamentais consolidadas de comando e controle.

Um ano após a publicação da Lei da Mata Atlântica, o estado de São Paulo publica a Lei Estadual 13.550/2009 – Lei do Cerrado, que trata da proteção da vegetação nativa do bioma Cerrado. De modo similar a Lei 11.428/06, a legislação paulista também condiciona a supressão regular de vegetação de Cerrado ao estágio de regeneração da mancha de vegetação nativa, a finalidade da obra, e a localização em perímetro rural ou urbano. Conforme a Lei do Cerrado, a supressão das fisionomias campo cerrado, cerrado stricto sensu em estágio inicial de regeneração e cerradão em estágio inicial são permitidas para qualquer finalidade (artigo 5º); ao passo que a supressão de cerrado stricto sensu e cerradão em estágio médio e avançado de regeneração somente para obras de utilidade pública e interesse social (artigo 6º). A definição das atividades de utilidade pública e interesse social é dada no artigo 3º da lei, sendo distinta das atividades constantes como utilidade pública e interesse social na Lei da Mata Atlântica e na LPVN. Para o parcelamento de solo ou edificação em áreas urbanas, é permitida a supressão de vegetação de cerrado stricto sensu e cerradão em estágio médio de regeneração, desde que preservado 50% do fragmento original, sendo vedada a supressão de vegetação de cerrado em estágio avançado de regeneração para tais finalidades (SÃO PAULO, 2009).

Os critérios para definir as fisionomias de cerrado e enquadrá-las em estágios de regeneração foram estabelecidos pela Resolução SMA 64/2009 (SÃO PAULO, 2009b), com base nos estudos de Batalha et al. (2001), e embora não haja consenso científico acerca do processo de sucessão ecológica nas fitofisionomias de cerrado, a definição de estágios de regeneração na Lei 13.550/09 foi pensada para viabilizar a aplicação da legislação (CARVALHAES, 2018). Atualmente, tramita na Assembleia Legislativa paulista o projeto de lei 138/2021, que objetiva alterar a Lei 13.550/09 (SÃO PAULO, 2021).

Ainda no âmbito do estado de São Paulo, a compensação ambiental pela supressão de vegetação nativa prevista no artigo 17 da Lei da Mata Atlântica e prevista no artigo 5 e 7 da Lei do Cerrado foi detalhada pela Resolução SEMIL 02/2024, que estabeleceu fatores de compensação ambiental distintos em função do estágio de regeneração da vegetação suprimida, e em função da localização geográfica da mancha objeto da supressão, incluindo inclusive a compensação ambiental pela supressão de vegetação nativa secundária em estágio inicial de

regeneração, dispensada de compensação sob a ótica do artigo 17 da Lei 11.428/2006 (SÃO PAULO, 2024). Quando a compensação ambiental é equacionada mediante restauração ecológica de uma área degradada, as diretrizes para a elaboração, implantação e monitoramento do projeto foram estabelecidas pela Resolução SMA 32/2014 (SÃO PAULO, 2014), que traz como principal inovação o foco no resultado do projeto de restauração e não necessariamente na metodologia adotada (restauração passiva ou ativa). Tal resultado é mensurado com o uso de indicadores simples que traduzem aspectos de estrutura e função da vegetação em processo de restauração (CHAVES et al., 2015).

Deste modo, observa-se que o diploma legal acerca da supressão de vegetação nativa no estado de São Paulo (Lei da Mata Atlântica, Resolução SIMA 80/2020, Lei do Cerrado) e acerca da compensação ambiental (Resolução SEMIL 02/2024) opera com base no estágio de regeneração da mancha objeto da supressão, na localização da mancha (perímetro rural/urbano e localização geográfica) e na finalidade da supressão. O atingimento das metas estaduais de desmatamento ilegal zero até 2030 depende, assim, da plena implementação destes dispositivos complexos e imbricados, através de ações efetivas de fiscalização e de licenciamento ambiental. No entanto, a inexistência de estudos sistemáticos caracterizando a dinâmica das supressões regulares de vegetação nativa no estado de São Paulo pode constituir uma lacuna para que a efetividade destes instrumentos, sabidamente limitada, seja incrementada. Pouco se conhece acerca das características das supressões autorizadas, no que se refere aos estágios de regeneração mais suprimidos, ou quais finalidades são predominantes na conversão de áreas de vegetação nativa. Mais, inexistem estudos que analisam a distribuição destas supressões autorizadas no território paulista, e a relação entre mancha de vegetação nativa objeto da supressão regular e paisagem de entorno.

O presente estudo objetiva preencher esta lacuna de conhecimento, ao analisar pela primeira vez um *dataset* inédito de Autorizações para Supressão de Vegetação Nativa (ASVs) emitidas pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) entre 2009 e 2020, com vistas a (i) caracterizar as supressões regulares de vegetação nativa ocorridas no período de análise quanto a área suprimida, estágio de regeneração da vegetação, e finalidade da supressão; (ii) caracterizar as paisagens de entorno ao ponto de referência das ASVs, quanto a uso e ocupação da terra, bioma, declive médio, densidade de rodovias e densidade de drenagem; e (iii) correlacionar características das paisagens e características das manchas objeto das ASVs, de modo a identificar padrões e dinâmicas da supressão regular no Estado de São Paulo. Com o estudo, objetiva-se entender como e onde a supressão regular de vegetação nativa vêm

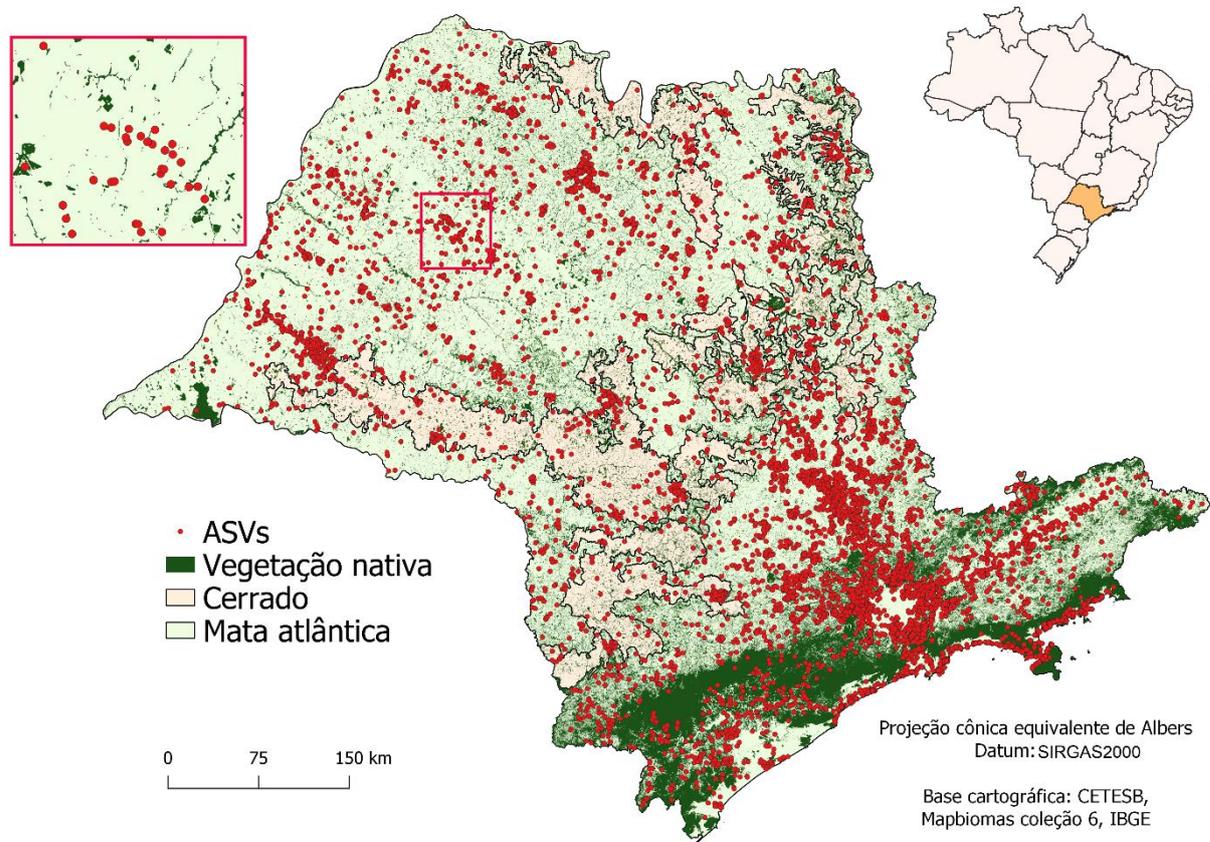
ocorrendo, e quais as características que conduzem este processo de conversão de áreas naturais para usos antrópicos amparados por uma ASV, o que pode auxiliar na elaboração de estratégias para tornar o licenciamento ambiental e o regramento para autorizar ou não a supressão de vegetação nativa mais eficiente.

3.2 METODOLOGIA

3.2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estado de São Paulo está inserido em dois biomas tropicais relevantes, considerados como *hotspots* globais de biodiversidade: a Mata Atlântica, que ocupava originalmente 67,3% do território paulista, dos quais atualmente 32,6% encontram-se com vegetação nativa (5,4 milhões de hectares), e os domínios do Cerrado, que originalmente ocupavam 32,7% do território paulista, sendo que atualmente somente 3,0% desta área está com vegetação nativa (239 mil hectares) (MYERS et al., 2000, INSTITUTO FLORESTAL, 2020). A Figura 6 apresenta um mapa do estado de São Paulo, com os fragmentos de vegetação nativa, a delimitação dos biomas e os pontos de ASVs utilizadas no estudo.

Figura 6 – Distribuição das ASVs estudadas no estado de São Paulo.



Tanto a Mata Atlântica quanto o Cerrado são biomas que se encontram ameaçados pela fragmentação dos remanescentes florestais e de vegetação nativa, e sua substituição por usos agropecuários ou pela urbanização (STRASSBURG et al., 2017; LIRA et al., 2021). Cerca de 97% dos remanescentes florestais da Mata Atlântica apresentam área inferior a 50 hectares, e 60% das manchas estão submetidas a efeito de borda (centro da mancha a menos de 90 metros da borda) (VANCINE et al., 2023). Assim, a maior parte das florestas no bioma estão isoladas, e rodeadas por matrizes abertas, em especial pastagens, cana de açúcar, outras áreas agrícolas, entre outros (JOLY et al., 2014). Esta situação implica em degradação dos fragmentos florestais remanescentes, com perda de biomassa florestal (da ordem de 25% a 32%) e de biodiversidade (23% a 31%) (LIMA et al., 2020). No Cerrado paulista, cerca de 48,2% dos remanescentes apresentam área inferior a 10 hectares e somente 0,51% da vegetação de Cerrado é protegida em Unidades de Conservação no estado (MENDONÇA, GHELER-COSTA, 2018).

Em que pese a situação de degradação geral da vegetação nativa em ambos os biomas, estudos recentes indicam um aumento líquido de vegetação nativa no estado de São Paulo, em especial em função da intensificação da agricultura e o consequente abandono de áreas

impróprias ou de maior dificuldade para a exploração agrícola (CALABONI et al., 2018). Estas áreas incluem locais de elevada declividade e próximo a zonas ripárias, onde existe inclusive maior probabilidade de ocorrer regeneração natural de florestas e vegetação nativa (MOLIN et al., 2018).

Sem embargo, estudos sugerem que tal processo de transição florestal, impulsionado por desenvolvimento econômico, intensificação da agricultura com abandono de áreas e aumento da preocupação ambiental dos agentes produtivos, vêm ocorrendo em paralelo ao desmatamento de florestas maduras na região da Mata Atlântica, implicando na substituição de florestas maduras por florestas jovens, com impactos sobre os serviços ecossistêmicos desempenhados por estas florestas como sequestro de carbono e conservação de biodiversidade (ROSA et al., 2021). Ademais, cerca de um terço destas florestas jovens regeneradas entre 1985 e 2019, que são as principais responsáveis pela dinâmica de transição florestal identificada, são consideradas como efêmeras, já que foram objeto de supressão com idade de 7,9 anos na Mata Atlântica. Os demais fragmentos regenerados que se mantiveram, que correspondem a dois terços do montante de vegetação nativa regenerada entre 1985 e 2019, estão localizados em áreas de elevado declive e próximos a corpos hídricos (PIFFER et al., 2022).

Cabe indicar também que a vegetação nativa remanescente se encontra distribuída de modo desigual no estado de São Paulo, tanto do ponto de vista geográfico, com predomínio de cobertura florestal das regiões sul e litorânea do estado e ausência de vegetação nativa no centro-oeste paulista; quanto do ponto de vista fundiário e de uso econômico da propriedade, com maior ocorrência de vegetação nativa em imóveis rurais de médio e grande porte, e naqueles com exploração de silvicultura (LEITE et al., 2020; GAVIOLI, 2017).

3.2.2 BASE DE DADOS GEOGRÁFICOS

Todo o estudo foi baseado em dados secundários, com transformações e padronizações quando necessário (Tabela 5). Coletaram-se as informações das ASVs emitidas pela CETESB entre 2009 e 2018 através da plataforma eletrônica do Sistema de Gestão Ambiental Paulista (SIGAM, 2020), bem como através da plataforma Painel Verde para as ASVs de 2019 e 2020. Foram geradas planilhas em formato .csv, totalizando 15.605 registros referentes às ASVs, com as seguintes informações utilizadas no estudo: estágio de regeneração da vegetação nativa suprimida, área autorizada para supressão, finalidade da supressão, município, e par de coordenadas geográficas. As planilhas originais foram objeto de um pré-tratamento, no qual excluíram-se os registros desvinculados de supressão de vegetação nativa (corte de árvores

isoladas, movimentação de terra em APA ou intervenção em APP, por exemplo), os registros duplicados ou sem par de coordenadas geográficas. Dos registros que restaram, foram uniformizadas as coordenadas geográficas indicadas, transformando as coordenadas indicadas em sistema UTM para sistema decimal quando necessário, e considerando apenas as ASVs efetivamente autorizadas, excluindo os registros das categorias indeferido, cassado, ou arquivado, resultando em 9.110 registros que foram objeto de estudo e que correspondem a ASVs efetivamente emitidas no período de análise.

Estes 9.110 registros foram anonimizados, com exclusão de nomes, endereços físicos e eletrônicos, telefones e número de documentos de pessoas físicas/jurídicas associadas as ASVs. Cabe indicar, ainda, que houve consulta formal à Divisão de Conformidade e Gestão de Riscos (PMC) da CETESB acerca da utilização de informações das ASVs em pesquisa acadêmica, ao que a PMC se manifestou através de correio eletrônico, entendendo que as informações são de acesso público e publicadas em Diário Oficial do Estado, e que a pesquisa não fere o Código de Conduta e Integridade da CETESB. Ademais, a presente pesquisa conta com aprovação formal do Setor de Capacitação e Formação Continuada (PDGF) da CETESB.

Também foram utilizadas as informações de uso e ocupação da terra geradas pelo projeto MapBiomas, coleção 6.0, dos anos 2009 a 2020 (MAPBIOMAS, 2021). O MapBiomas é uma iniciativa interinstitucional que vem mapeando as mudanças de uso e ocupação da terra no Brasil e em regiões do planeta desde 1985 até os dias atuais, com uso de imagens dos satélites Landsat, com 30 metros de resolução espacial (SOUZA et al., 2020). O mapeamento produzido pelo MapBiomas apresenta diversas classes de uso e cobertura, inclusive com detalhamento para classes de vegetação nativa (florestas, formações savânicas, campestres, etc.) e usos agropecuários (pastagem, agricultura perene, agricultura anual, mosaico de agricultura e pastagem, etc). A acurácia global da coleção 6.0 foi de 87,4% para o nível 3 da classificação, utilizada no presente estudo (MAPBIOMAS, 2021). Os arquivos matriciais referentes ao mapeamento de uso e ocupação do estado de São Paulo, para os anos de 2009 a 2020 foram obtidos através da plataforma *Google Earth Engine*.

Outra base utilizada foi a hidrografia do estado de São Paulo, gerada e disponibilizada em arquivo vetorial pela Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS), no âmbito do projeto de mapeamento de alta resolução dos biomas brasileiros, realizado pela entidade com base em imagens do satélite RapidEye, de 5 metros de resolução espacial e do ano de 2013, em escala 1:25.000 (FBDS, 2018, Rezende et al., 2018). Os arquivos foram

acessados no repositório público da FBDS em sítio eletrônico da entidade. Também foi acessada a delimitação dos biomas Cerrado e Mata Atlântica incidentes no estado de São Paulo, a partir de arquivo vetorial elaborado e disponibilizado pelo Instituto Brasileiro de Estatística e Geografia (IBGE), em escala 1:250.000 (IBGE, 2019). Com relação a declividade, foram utilizados os arquivos matriciais de declividade das articulações que recobrem o estado de São Paulo, em escala 1:250.000, gerados a partir do modelo digital de elevação elaborado pelo projeto Topodata do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), com base nos dados da *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), em resolução espacial de 30 metros (TOPODATA, 2008). Por fim, foram acessados os arquivos vetoriais da malha viária do estado de São Paulo, elaborada a partir de dados do *Open Street Map*, e disponibilizada por Geofabrik (2022). Esta base foi utilizada em outros estudos, como o de Tisler et al. (2022).

Após coletadas, todas as bases foram convertidas para a projeção cônica equivalente de Albers, Datum SIRGAS2000, sistema de referência de coordenadas adotado considerando que o escopo geográfico do estudo ultrapassa os limites de uma zona UTM, e considerando que a projeção cônica equivalente de Albers é recomendada pelo IBGE para cálculo de áreas em mapeamentos do território nacional (IBGE, 2021).

Tabela 5 – Base de dados geográficos utilizados no estudo

Nome	Descrição	Escala/Resolução	Formato	Fonte
ASVs	Autorizações para supressão de vegetação nativa (2009 a 2020), 9.910 registros	-	Vetor	SIGAM (2020), SEMIL (2023)
Hidrografia	Corpos hídricos do estado de São Paulo	1:25000	Vetor	FBDS (2018)
Uso e cobertura da terra	Mapeamento de uso e cobertura da terra, coleção 6.0 (2009 a 2020)	30 m	Raster	MapBiomass (2021)
Declividade	Modelo digital de elevação (MDE) do estado de São Paulo	30m	Raster	TOPODATA (2008)
Malha viária	Vias, ruas e avenidas Open Street Map	-	Vetor	Geofabrik (2022)

Biomias	Delimitação de biomas Mata Atlântica e Cerrado	1:250000	Vetor	IBGE (2019)
---------	---	----------	-------	-------------

3.2.3. DELIMITAÇÃO E ANÁLISE DAS PAISAGENS

Inicialmente as ASVs foram plotadas no *software* QGIS versão 3.16.15 Hannover, e foram intersectadas com a delimitação dos biomas do IBGE, de modo a verificar se a ASV está em Mata Atlântica ou Cerrado. Após, foi gerado um *buffer* circular de 1 quilometro (km) de raio no entorno de cada ponto de ASV, gerando assim paisagens circulares de 309 hectares de área, exceto em duas situações: (1) nas paisagens associadas a ASVs da região litorânea, onde a porção de *buffer* incidente no oceano foi desconsiderada da análise, resultando neste caso em paisagens de menor extensão, e (2) nas paisagens associadas a obras lineares/viárias das ASVs de 2019 e 2020, que indicavam a extensão total da obra. Neste caso, plotamos *buffer* circular de 1km ao redor da área de intervenção autorizada, resultado em paisagens de maior extensão. A escolha do raio de 1km foi baseada no estudo de Piffer et al. (2022), que utilizou paisagens de 1km de raio para analisar dinâmicas de conversão de florestas secundárias na Mata Atlântica. Ademais, o estudo de Arroyo-Rodriguez et al. (2023) indica que os efeitos da regeneração de florestas no incremento de diversidade das paisagens ocorrem de modo mais intenso entre 1km e 4km de distância da área regenerada, sendo que este raio pode ser considerado como “paisagem de entorno” afetada pelos processos de supressão e regeneração florestal.

Na sequência, em cada *buffer* calculou-se densidade de malha hidrográfica em metros/hectare (m/ha), densidade de malha viária (m/ha), e declividade média em graus, a partir das ferramentas *recortar*, *explodir linhas*, *cálculo de comprimento da calculadora de campo*, *unir atributos pela localização*, e *estatísticas zonais*, utilizando como *inputs* o arquivo vetorial das paisagens (*buffer* de 1km no entorno da coordenada da ASV), arquivo vetorial da malha hidrográfica do estado (FBDS), arquivo vetorial da malha viária (*Open Street Map*) e arquivo raster da declividade (Topodata). Depois, os *buffers* foram utilizados como máscara para recorte dos arquivos matriciais de uso e ocupação da terra obtidos do MapBiomias, sendo que o produto resultante foi vetorizado, e as áreas de cada polígono de uso e cobertura da terra calculadas. Neste processo, utilizou-se o mapeamento MapBiomias correspondente ao ano da ASV, entendido como ano do processo administrativo de solicitação da ASV, e não necessariamente ano de emissão da autorização.

Após, o percentual das classes de uso e cobertura da terra na composição das paisagens foi calculado, agrupando as classes originais do MapBiomias nas categorias indicadas na Tabela 6.

Tabela 6 – Classes de uso e ocupação da terra utilizadas no estudo.

Classe original MapBiomias coleção 6.0 (n° ID)	Classe utilizada no estudo
Formação florestal (3)	Formação florestal
Formação savânica (4)	Formação savânica
Mangue (5), Apicum (32), Restinga arborizada (49)	Mangues e restingas
Campos alagados (11)	Campos alagados
Formação campestre (12), Outras formações não florestais (13), Afloramento rochoso (29)	Formações abertas
Silvicultura (9)	Silvicultura
Pastagem (15)	Pastagem
Cana (20), Soja (39), Outras lavouras temporárias (41)	Culturas temporárias
Café (46), Citros (47), Outras lavouras perenes (48)	Culturas perenes
Mosaico agricultura e pastagem (21)	Mosaico agricultura e pastagem
Área urbanizada (24), Outras áreas não vegetadas (25), Mineração (30)	Urbano e mineração
Rio e lago (33), Aquicultura (31), Praia e duna (23)	Rios, lagos e outros

O agrupamento foi pensado de modo a diminuir a quantidade de classes de uso e ocupação da terra com vistas a otimizar os processamentos e facilitar as análises, sem, contudo, perder o detalhamento oferecido pelos produtos da iniciativa MapBiomias. Deste modo, as diversas classes de vegetação nativa aberta foram agrupadas em “formações abertas”, e as diversas classes de agricultura perene em “culturas perenes”, por exemplo. O cálculo dos percentuais de cada classe na composição das paisagens circulares foi realizado utilizando as funções *cálculo de área*, e *CASE WHEN THEN* da calculadora de campo do *software*.

Ainda, de modo a obter um indicador numérico de fácil interpretação acerca do grau de antropização das paisagens, aplicou-se o Índice de Transformação Antrópica das paisagens, com base nos trabalhos de Rodrigues et al. (2014) e Almeida, Vieira (2019), e utilizando a equação:

$$ITA = \sum (r \times q) \div 100$$

Onde **ITA** é a nota final que varia de 1 a 10 sendo que quanto mais próximo de 10 mais antropizada é a paisagem, **r** é o peso atribuído a determinado uso da terra considerando sua característica mais ou menos antrópica e **q** é a porcentagem da paisagem ocupada pelo uso em questão. Os valores atribuídos de **r** para cada classe de uso e ocupação da terra definida no estudo são indicadas na Tabela 7.

Tabela 7 – Pesos atribuídos (**r**) para as classes de uso e cobertura utilizadas no estudo.

Classe original MapBiomias coleção 6.0 (nº ID)	Classe utilizada no estudo	Peso de r
Formação florestal (3)	Formação florestal	1
Formação savânica (4)	Formação savânica	1
Mangue (5), Apicum (32), Restinga arborizada (49)	Mangues e restingas	1
Campos alagados (11)	Campos alagados	1
Formação campestre (12), Outras formações não florestais (13), Afloramento rochoso (29)	Formações abertas	1
Silvicultura (9)	Silvicultura	3
Pastagem (15)	Pastagem	6
Cana (20), Soja (39), Outras lavouras temporárias (41)	Culturas temporárias	7
Café (46), Citros (47), Outras lavouras perenes (48)	Culturas perenes	5
Mosaico agricultura e pastagem (21)	Mosaico agricultura e pastagem	7
Área urbanizada (24), Outras áreas não vegetadas (25), Mineração (30)	Urbano e mineração	10
Rio e lago (33), Aquicultura (31), Praia e duna (23)	Rios, lagos e outros	1

O Índice de Transformação Antrópica (ITA) é uma metodologia simples e de fácil aplicação, desenvolvida por Lémechev (1982) para indicar o nível de exposição e pressão antrópica a qual uma paisagem está submetida. A construção do ITA considera a atribuição de pesos para cada classe de uso e cobertura da terra, variando de 1 a 10, sendo que as classes de uso com maiores impactos na biodiversidade e na promoção dos serviços ecossistêmicos (uso urbano, por exemplo), recebem os maiores pesos. Após atribuição dos pesos, o ITA é calculado pela multiplicação do percentual ocupado na paisagem por cada classe, pelo peso, resultando

em uma nota final que varia de 1 a 10, sendo que 1-2,5 pouco degradado; >2,5-5 Regular; >5-7,5 Degradado; e > 7,5-10 Muito degradado, conforme classificação sugerida por Cruz et al. (1998).

Todos os usos correspondentes a formações de vegetação nativa, florestal ou não, bem como corpos hídricos, aquicultura e formações naturais como praias e afloramentos rochosos foram considerados como peso 1, ou seja, são classes de pouca alteração antrópica. As formações campestres naturais, quando substituídas por áreas de agricultura, silvicultura ou pastagens de manejo intensivo, perdem capacidade de promover serviços ecossistêmicos como ciclagem de nutrientes, polinização, e dispersão de sementes (LAIDINGER et al., 2017).

A classe de florestas plantadas corresponde, na realidade do estado de São Paulo, a áreas de silvicultura comercial, sobretudo de pinus e eucaliptos. Em que pese o fato de serem áreas antropizadas de uso silvicultural, com biodiversidade reduzida se comparadas às formações de vegetação nativa, estudos indicam que as florestas plantadas podem desempenhar funções ecossistêmicas importantes nas paisagens, sendo áreas permeáveis à fauna (CRAVINO, BRAZEIRO, 2021), com contribuição para infiltração de água, e com desenvolvimento de sub-bosque de vegetação nativa durante as fases de desenvolvimento da cultura. A depender do manejo, estrutura da paisagem e tipo de solo, o eucalipto pode suportar a regeneração natural de espécies nativas, se transformando em aliado da restauração ecológica (BRANCALION et al., 2020). Estudos também sugerem que as áreas de eucaliptocultura são utilizadas por pequenos mamíferos como habitats, e não somente como área permeável entre fragmentos na paisagem. No entanto, as áreas de eucalipto apresentam menor abundância e riqueza de espécies de fauna do que fragmentos de vegetação nativa e mesmo pastagens abandonadas (VÁSQUEZ et al., 2021). O manejo e colheita do eucalipto também parece não comprometer a qualidade de água e disponibilidade hídrica (RODRIGUES et al., 2019). Deste modo o peso atribuído para a classe foi de 3.

A classe urbano e mineração representam áreas de uso antrópico intenso, sem cobertura de vegetação nativa. Estes usos estão associados a impactos diretos na biodiversidade, na emissão de gases de efeito estufa e na disponibilidade hídrica (SHI et al., 2022; DORICI, 2021; MELLO et al., 2020), sendo que foram considerados com peso 10, ou seja, ambientes de elevada pressão antrópica e degradação. Para a classe outra não vegetada também foi atribuída nota 10, visto que esta classe representa áreas não permeáveis ou solo exposto, o que indica locais de expansão de urbanização e atividades antrópicas (MAPBIOMAS, 2021).

Quanto as classes de usos agrícolas indicadas pelo MapBiomias, indica-se que o tipo de cultura agrícola, seu ciclo produtivo e intensidade de tratamentos culturais são aspectos determinantes

no impacto da agricultura sobre a biodiversidade. Cultivos perenes que permitem certo sombreamento do solo estão associados a níveis mais elevados de diversidade alfa em comparação a cultivos a pleno sol, particularmente de agricultura anual (OAKLEY, BICKNELL, 2022). Deste modo, a atribuição de pesos na construção do ITA levou em consideração o ciclo das culturas agrícolas (temporário ou perene) e a existência ou não de dossel, onde consideramos que culturas temporárias e de formação aberta apresentam maior pressão antrópica, pela conformação de um monocultivo na paisagem, necessidade de preparo constante do solo, tráfego de máquinas e implementos agrícolas nas diversas etapas da produção, o que representa impactos sobre a fauna e flora. Deste modo, as classes cana-de-açúcar, lavoura temporária e soja foram categorizadas como 7, bem como o mosaico agricultura e pastagem, que corresponde em grande medida a pequenas áreas de policultivo com preparo de solo (MAPBIOMAS, 2021). Já as culturas perenes, que não necessitam de preparo anual do solo, e podem suportar até alguma regeneração de espécies nativas em entrelinhas foram categorizadas como 5.

Quanto as pastagens, também são ambientes abertos e pouco sombreados, no entanto apresentam rotação maior, e não há preparo anual do solo. Ademais, estudos indicam que a conversão de pastagens em áreas de agricultura intensiva como cana afetam a qualidade de água (TANIWAKI et al., 2017). Nestes termos, as pastagens podem ser situadas, sob a ótica do ITA, entre a eucaliptocultura e as lavouras temporárias, com ITA de 6.

Um eixo importante de análise foi referente as finalidades das ASVs, ou seja, qual a tipologia de obra, empreendimento ou atividade que motivou a supressão legal de vegetação nativa materializada na ASV. A Tabela 8 indica as finalidades consideradas no estudo, extraídas das ASVs emitidas.

Tabela 8 – Descrição das finalidades de supressão que constam das ASVs

Finalidade	Descrição
Agropecuária	Atividades agrícolas e de pecuária
Área Verde	Implantação de áreas verdes públicas e parques lineares
Edificações	Construção de residências, prédios comerciais, galpões, edifícios residenciais ou comerciais, terraplenagem e implantação de platôs.
Habitação	Loteamentos e condomínios habitacionais
Industrial	Loteamentos industriais, galpões industriais
Manejo florestal	Exploração de florestas nativas
Mineração	Extração de bens minerais metálicos e não-metálicos

Obras hidráulicas	Implantação de represas, barramentos, canalizações, desassoreamento de rios, tanques
Obras lineares	Linhas de transmissão, gasodutos, oleodutos, minerodutos
Obras viárias	Implantação e reforma de rodovias, estradas vicinais, ruas e avenidas
Outros	Obras não especificadas, regularização ambiental.
Pesquisa	Pesquisa
Saneamento	Redes de água, esgoto, drenagem, instalação de ETA, ETE, EEE, captação de água bruta, lançamento de efluentes tratados.
Silvicultura	Plantio e exploração de florestas plantadas de espécies nativas e exóticas
Torres de telefonia	Torres de telefonia, de rádio e telecomunicações em geral

Afora o cálculo do ITA e a identificação de aspectos das paisagens como declividade, densidade de viário e de hidrografia, também avaliamos a concentração espacial das ASVs no território paulista, mediante a elaboração de mapas de calor (densidade Kernel), com vistas a identificar *hotspots* de supressão regular. Também calculamos o número de manchas das classes de vegetação nativa (formação florestal, savânica, mangues e restingas, áreas úmidas, formações abertas), de modo a possibilitar correlação entre número de manchas e áreas total de cada classe nas paisagens, em uma métrica de configuração.

3.2.4. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os resultados foram analisados com uso de estatísticas descritivas, mediante a elaboração de gráficos *bloxplot* e tabelas. Também analisamos as relações entre ITA e atributos das paisagens através de modelos de regressão linear múltipla, considerando os estágios de regeneração das ASVs como recortes analíticos. Deste modo, o ITA foi a variável dependente, e os atributos como densidade de rodovias, densidade hidrográfica, declive médio, número de manchas de vegetação nativa e área média das manchas foram as variáveis preditoras, de modo a possibilitar análise de quais destas variáveis afetam mais ou menos a antropização das paisagens associadas ao recorte utilizado dos estágios de regeneração. Não utilizamos o percentual de cada classe de uso e cobertura da terra como variável dependente, considerando que este dado é componente da nota de ITA, de modo a evitar auto-correlação nas análises. Após a realização das regressões, avaliamos a acurácia de cada modelo aplicando o teste de Durbin-Watson, que possibilita analisar as premissas de independência de erros e autocorrelação. As premissas referentes a distribuição dos resíduos foram avaliadas mediante geração de gráficos quantil-quantil e de resíduos ajustados (FIELD et al., 2012). Por fim, foram

consideradas para análise as relações evidenciadas em regressão linear que apresentaram valor de p inferior a 0,05 ($p\text{-value} < 0.05$) para a estatística t gerada. Todo o processamento foi realizado com uso do software QGIS 3.16 Hannover, e as análises estatísticas realizadas com os *softwares* Excel e RStudio.

3.3. RESULTADOS

3.3.1. PANORAMA DAS ASVS ESTUDADAS

As 9.910 ASVs avaliadas, emitidas entre 2009 e 2020, representam área autorizada de 6.495,50 hectares, sendo 1.047 hectares no Cerrado (16,12%) e 5.448,5 na Mata Atlântica (83,88%). Os gráficos da Figura 7 e Figura 8 trazem as informações de números de ASVs emitidas e área autorizada para cada estágio de regeneração da vegetação nativa e finalidade de supressão que consta da ASV.

Figura 7 – Área das ASVs (hectare) e quantidade (nº) de ASVs por estágio de regeneração da vegetação nativa

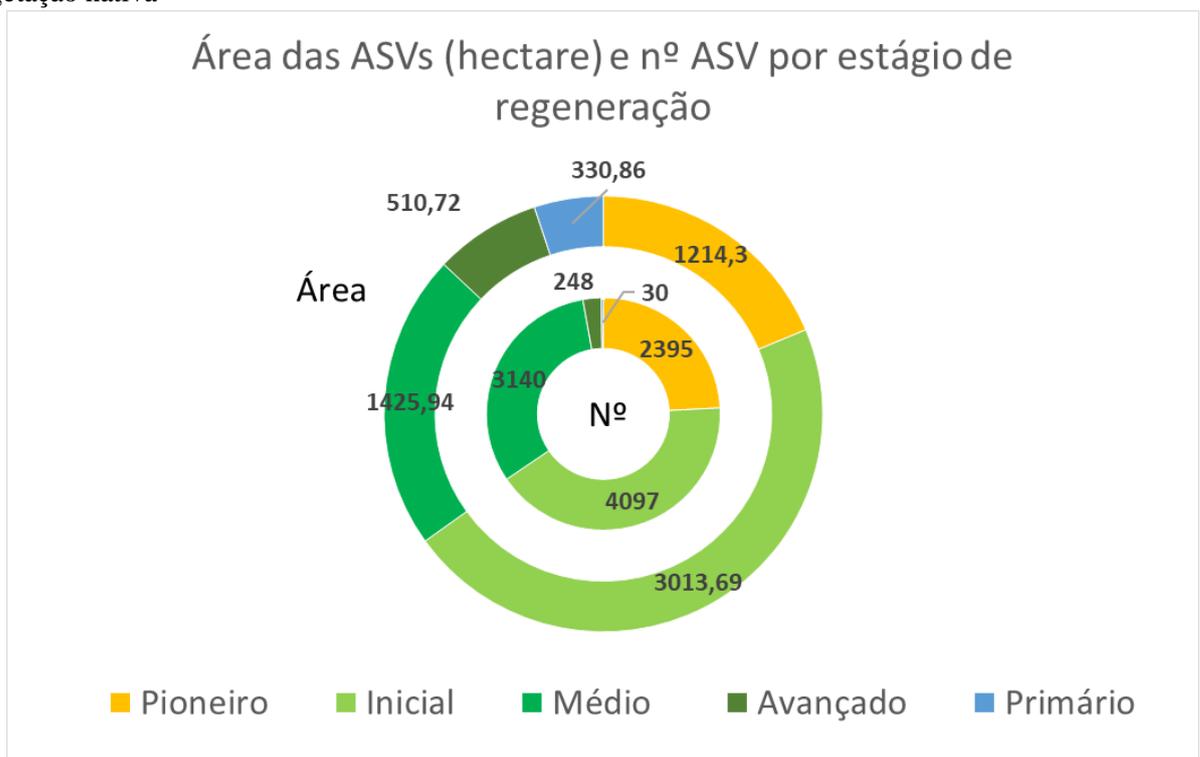
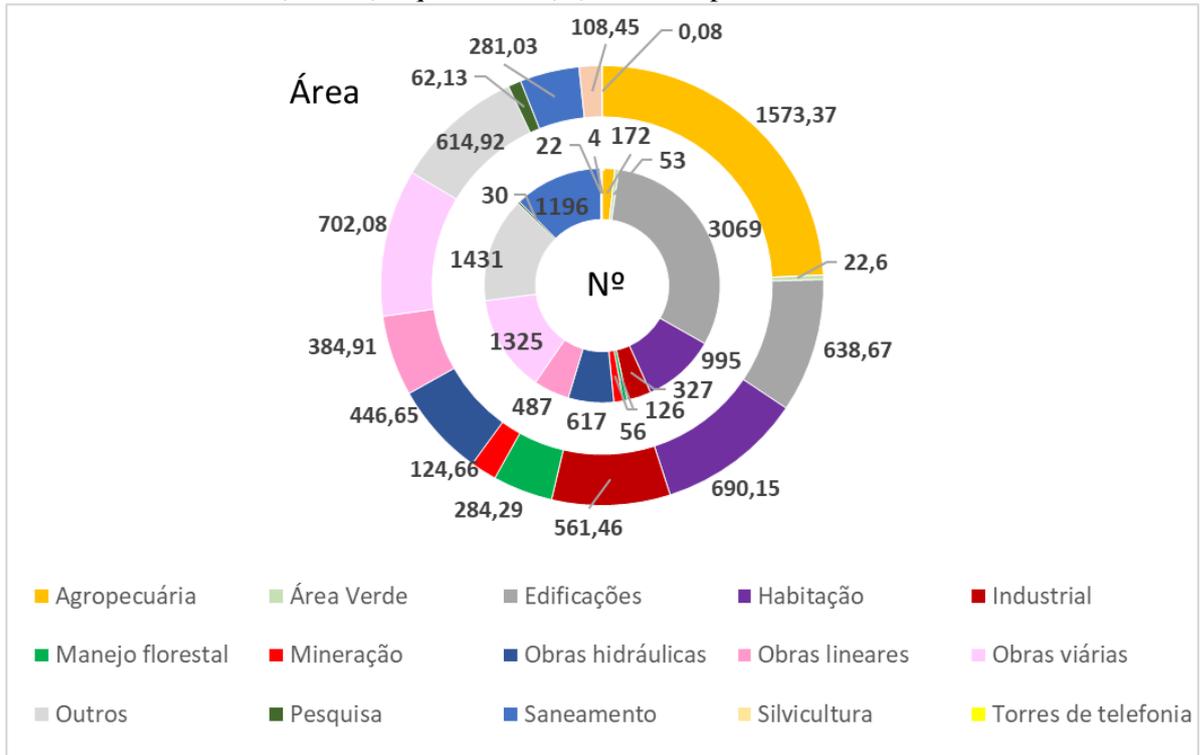
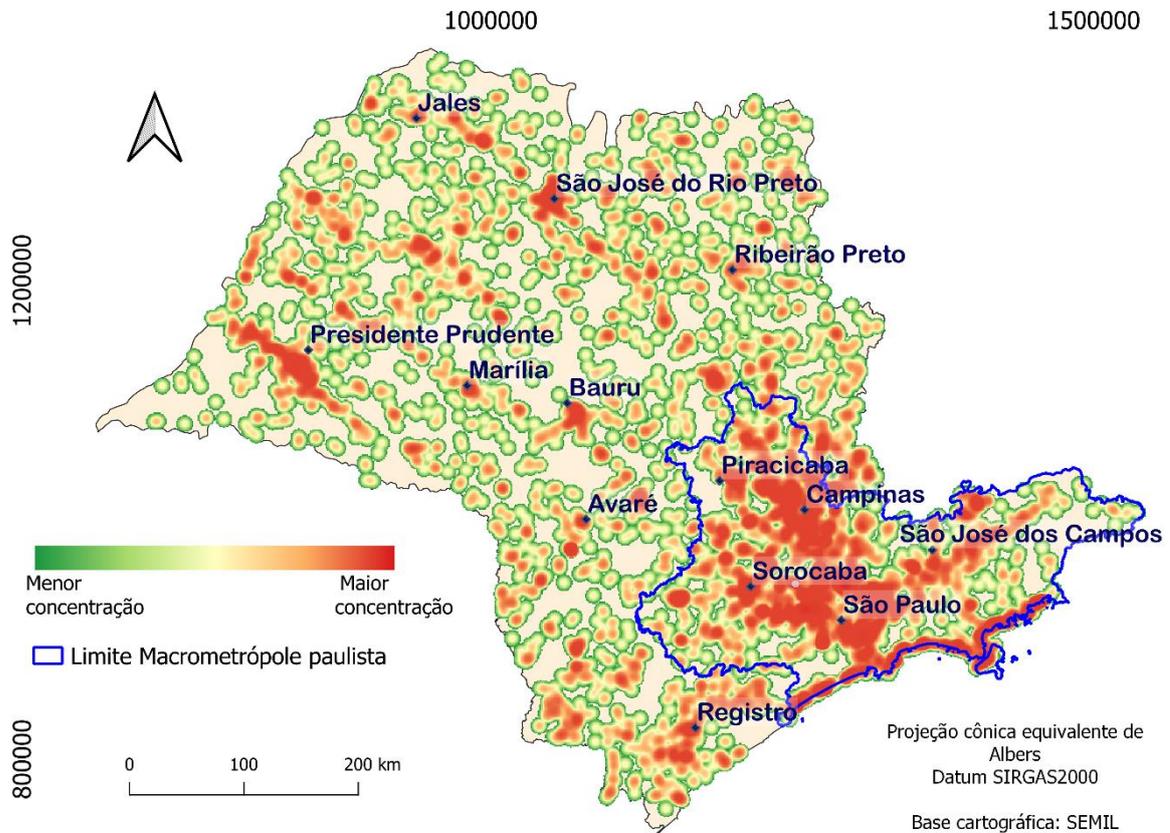


Figura 8 – Área das ASVs (hectare) e quantidade (nº) de ASVs por finalidade da ASV



Em relação a distribuição geográfica das ASVs, a Figura 9 traz um mapa de calor do número de autorizações emitidas, considerando o universo agrupado de 2009 a 2020.

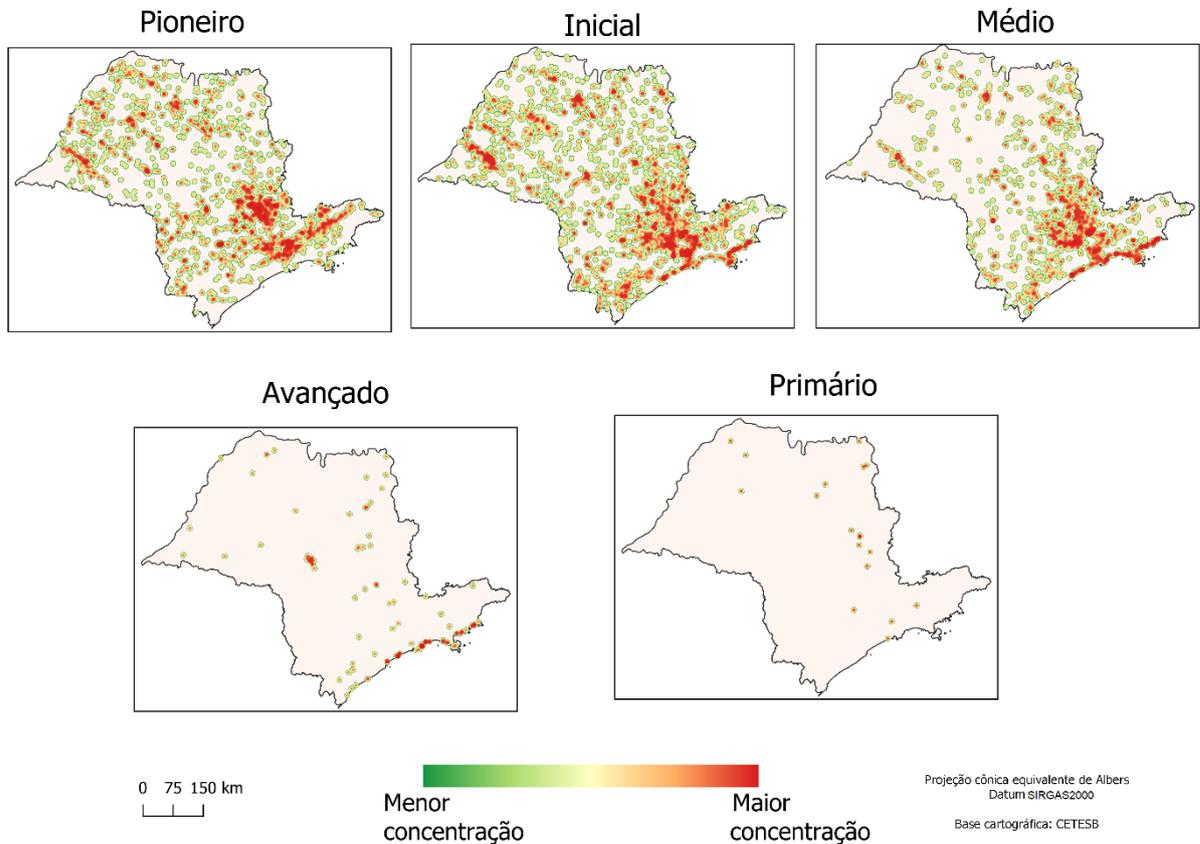
Figura 9 – Mapa de calor / densidade Kernel de ASVs emitidas entre 2009 e 2020.



Observa-se uma maior concentração de ASVs nas regiões litorâneas; região de São Paulo, Campinas, Sorocaba e Piracicaba; região de Bauru; e São José do Rio Preto.

A Figura 10 traz um mapa de calor com a concentração das ASVs, considerando o estágio de regeneração da vegetação indicada no documento.

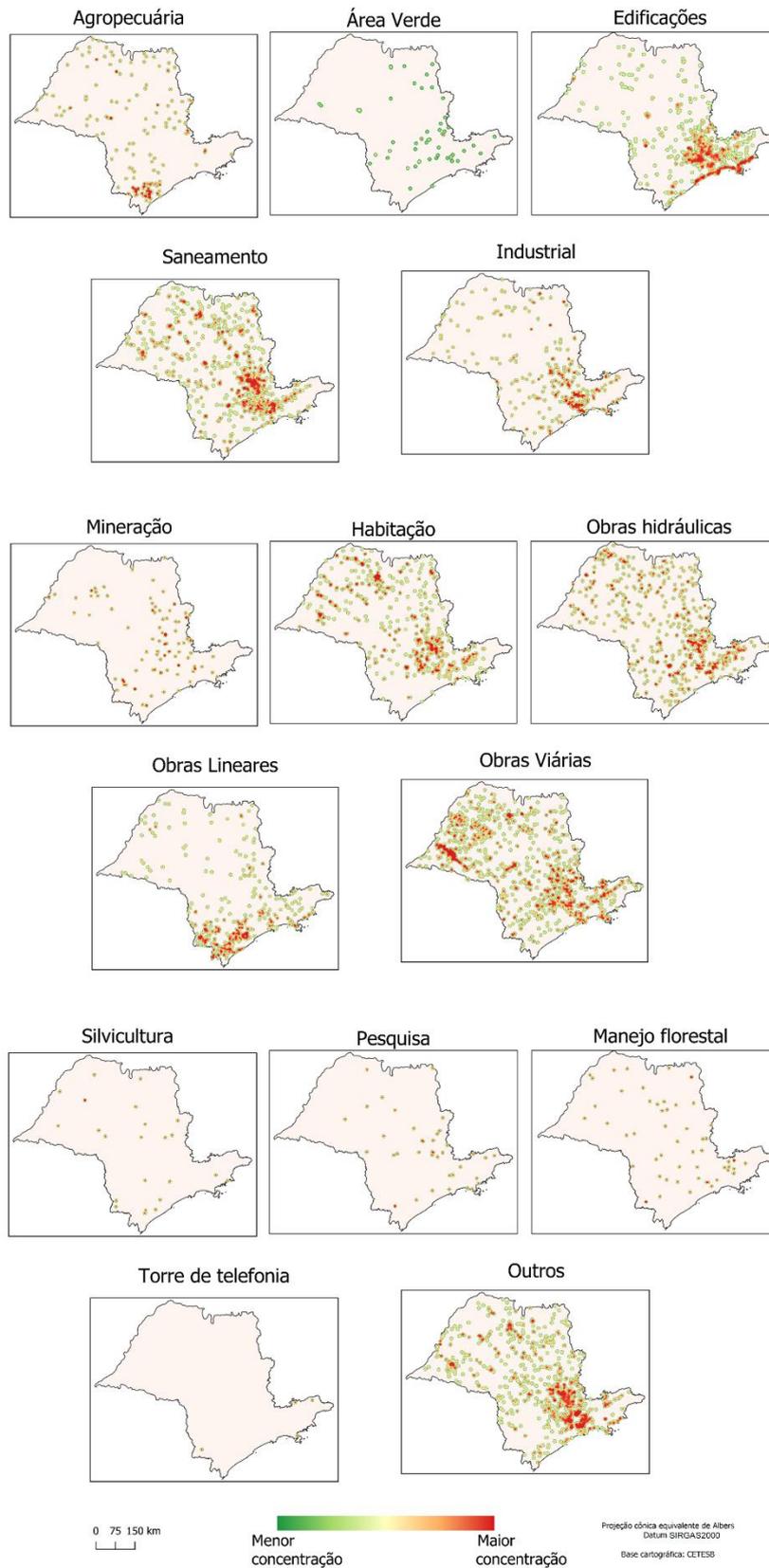
Figura 10 – Mapa de calor / densidade Kernel ASVs por estágio de regeneração da vegetação nativa das ASVs emitidas entre 2009 e 2020.



Na Figura 10 observa-se que as ASVs associadas à vegetação em estágio pioneiro e inicial estão distribuídas por todo o território paulista, mas com concentração nas regiões de São Paulo, Campinas e Piracicaba, e no litoral no caso da vegetação em estágio inicial. Quanto a vegetação em estágio médio de regeneração, verifica-se uma maior presença deste estágio nas regiões de São Paulo, Campinas e litoral, com uma menor concentração no centro-oeste paulista, o que pode ser reflexo da menor cobertura florestal daquela região.

Avalia-se também a distribuição geográfica das ASVs considerando o recorte finalidade de supressão, sendo que a Figura 11 apresenta os mapas de calor gerados neste recorte.

Figura 11 – Mapa de calor / densidade Kernel ASVs por finalidade de supressão indicada na ASVs emitidas entre 2009 e 2020

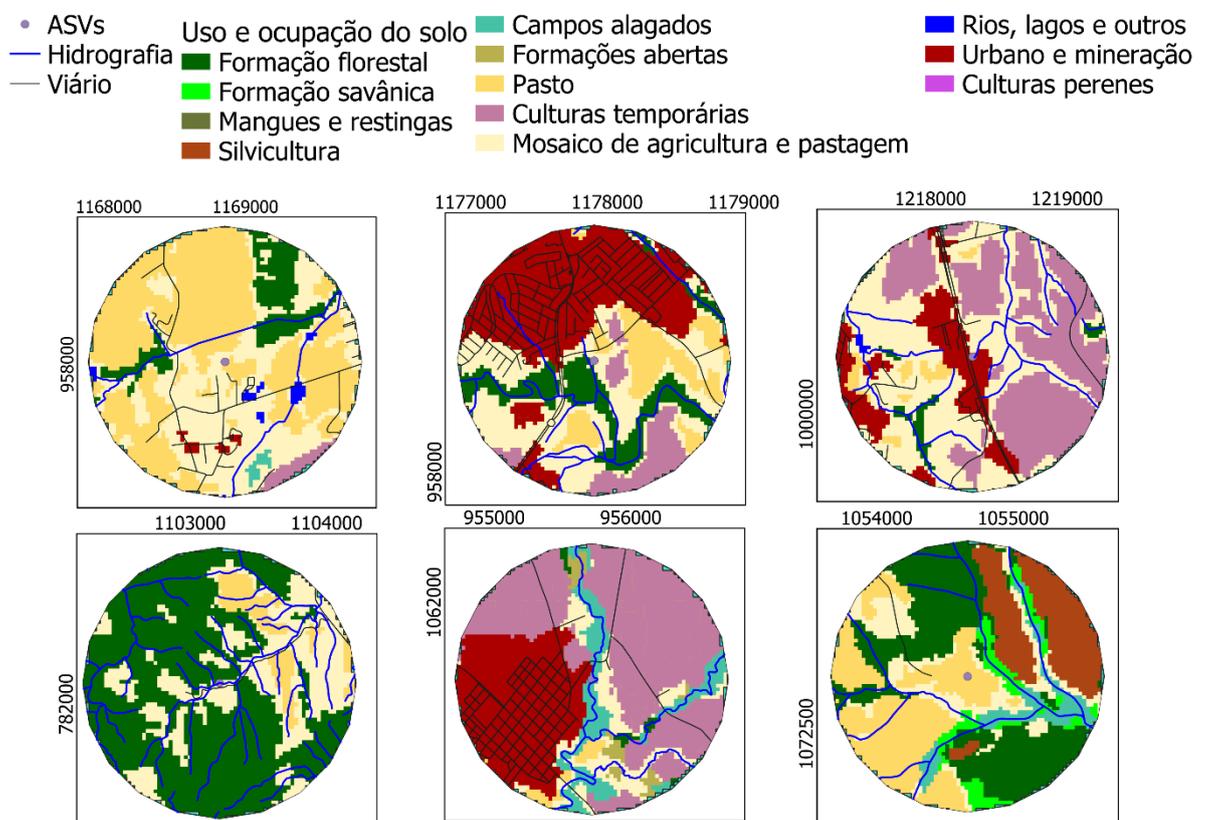


A partir dos mapas da Figura 11 é possível observar diferenças na distribuição das ASVs para as diversas finalidades. A supressão regular de vegetação nativa fins agropecuários se concentra nos últimos anos na porção sul do estado de São Paulo, região onde também estão concentradas as ASVs para obras lineares. A região de São Paulo, Campinas, Piracicaba, que concentra a maior parte das ASVs emitidas, concentra também as ASVs para fins de edificações, saneamento, industrial, habitação, obras hidráulicas e viárias. No litoral paulista destacam-se as finalidades edificações, obras viárias e outros, com ausência de ASVs para fins de saneamento. Já na região centro-oeste e oeste do estado observa-se concentração de ASVs para saneamento, obras viárias, obras hidráulicas e habitação, com pouca concentração de ASVs para fins agropecuários ou industriais.

3.3.2 PANORAMA DAS PAISAGENS ASSOCIADAS AS ASVS

A partir da coordenada de referência de cada ASV, foi plotado um *buffer* de um quilometro de raio, no qual foram analisadas informações de: densidade de viário, densidade de hidrografia, declividade média, uso e cobertura da terra e cálculo do ITA. A Figura 12 apresenta um exemplo de algumas paisagens definidas e avaliadas no trabalho.

Figura 12 – Exemplos de paisagens e uso e cobertura da terra avaliados no trabalho

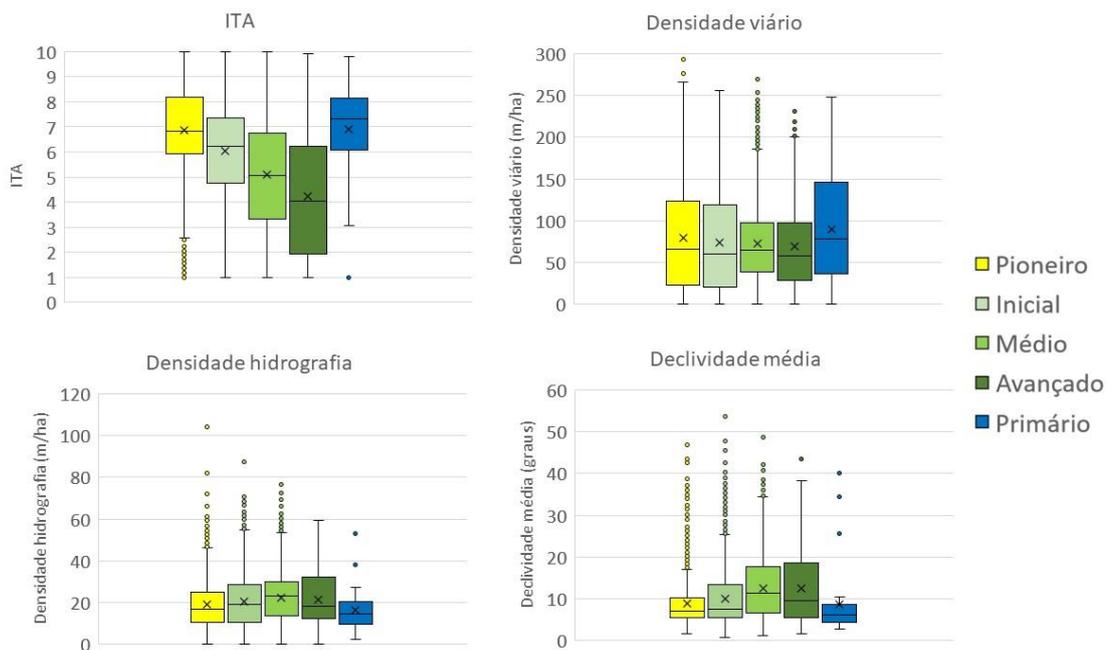


A Tabela 9 e o gráfico da Figura 13 apresentam os valores dos parâmetros das paisagens, conforme os estágios de regeneração da vegetação nativa indicados nas ASVs.

Tabela 9 – Parâmetros médios da paisagem associados ao estágio de regeneração da vegetação nativa na ASV emitida

Estágio de regeneração	Nº paisagens	ITA	Densidade viário (m/ha)	Densidade hidrografia (m/ha)	Declividade média (graus)	Vegetação nativa (%)	Agropecuária (%)	Urbano (%)	Nº de manchas de VN	Área das manchas de VN (ha)
Pioneiro	2395	6,8	79,16	19,16	8,98	13	54	30	13	4,53
Inicial	4097	6,0	77,40	19,81	9,83	24	46	30	18	8,02
Médio	3140	5,0	72,29	22,41	12,52	38	35	20	21	11,50
Avançado	248	4,2	69,34	21,34	12,50	53	22	20	25	17,71
Primário	30	6,8	89,63	16,30	8,77	15	48	40	21	14,66

Figura 13 – Boxplot dos parâmetros das paisagens conforme estágios de regeneração



Observa-se aqui uma relação entre estágio de regeneração indicado na ASV e atributos da paisagem de entorno. As paisagens associadas aos estágios pioneiro/inicial apresentam maior grau de antropização, expresso pelo maior valor de ITA médio, além de maiores valores para densidade de viário, e menores valores para densidade de hidrografia e declive, quando comparadas com as paisagens dos estágios médio/avançado, que apresentam menor valor de ITA médio, menor valor para densidade de viário e maiores valores para densidade de hidrografia e declive. O número de manchas de vegetação nativa, bem como a área

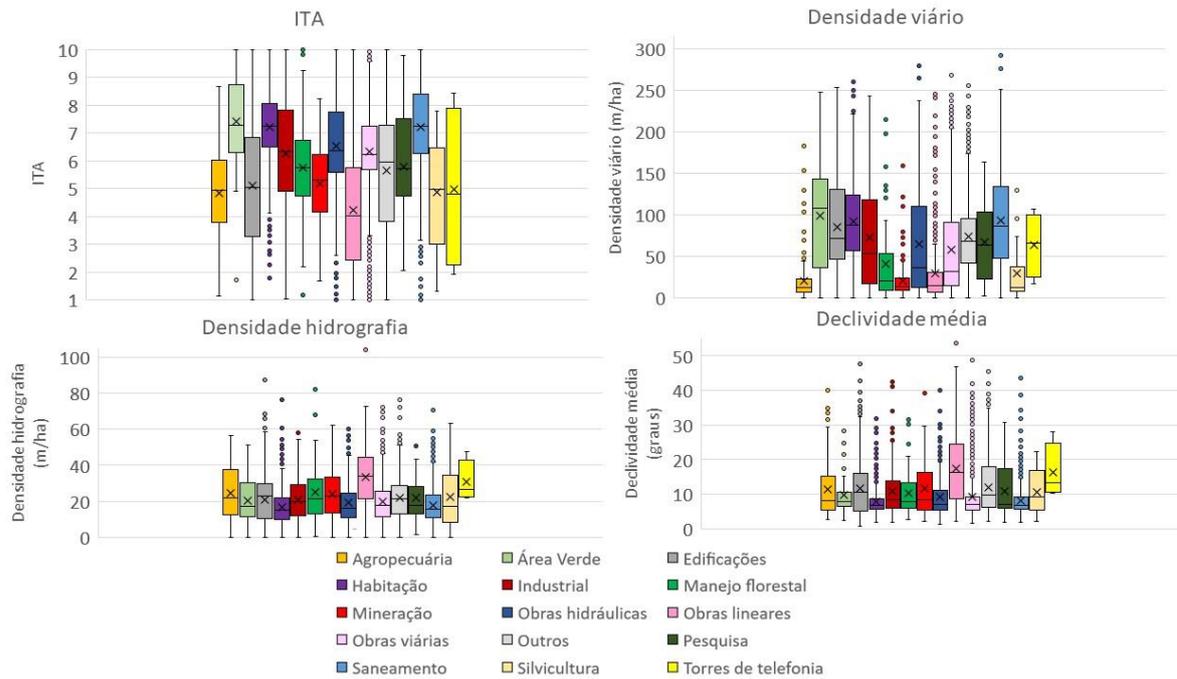
média/mancha também tende a aumentar dos estágios mais iniciais para o médio/avançado indicado nas ASVs, apontando para uma menor antropização das paisagens plotadas no entorno das ASVs vinculadas às manchas de vegetação nativa em estágios mais avançados de regeneração.

A Tabela 10 apresenta os parâmetros da paisagem associados à finalidade da ASV, e a Figura 14 apresenta os dados em boxplots.

Tabela 10 – Parâmetros médios da paisagem associados a finalidade da ASV emitida

Finalidade da ASV	Nº de paisagens	ITA	Densidade viário (m/ha)	Densidade hidrografia (m/ha)	Declividade média (graus)	Vegetação nativa (%)	Agropecuária (%)	Urbano (%)	Nº de manchas de VN	Área das manchas de VN (ha)
Agropecuária	172	4,8	20,97	24,59	11,27	33	61	-	21	11,59
Área Verde	53	7,4	99,70	20,42	9,67	10	47	40	12	2,70
Edificações	3069	5,1	88,28	20,45	11,38	41	26	30	21	10,42
Habitação	995	7,2	92,53	16,57	7,77	10	53	40	15	2,29
Industrial	327	6,2	73,06	20,88	10,87	23	45	30	15	10,65
Manejo florestal	56	5,7	41,46	24,89	10,24	22	59	20	19	5,89
Mineração	126	5,1	21,21	23,96	11,74	26	63	10	22	5,99
Obras hidráulicas	617	6,5	65,26	19,13	9,21	15	58	30	17	5,29
Obras lineares	487	4,2	30,19	33,20	17,39	46	43	10	20	28,72
Obras viárias	1324	6,3	58,61	19,66	9,09	15	64	20	16	6,44
Outros	1432	5,6	73,68	21,64	11,98	30	43	20	15	8,75
Pesquisa	30	5,7	67,38	21,98	10,95	31	42	30	17	9,97
Saneamento	1196	7,2	93,47	17,69	8,15	13	47	40	15	4,01
Silvicultura	22	4,8	29,85	22,65	10,49	32	61	10	20	9,50
Torres de telefonia	4	4,9	64,27	30,79	16,16	40	34	20	10	19,68

Figura 14 – Boxplot dos parâmetros das paisagens conforme finalidade da ASV.



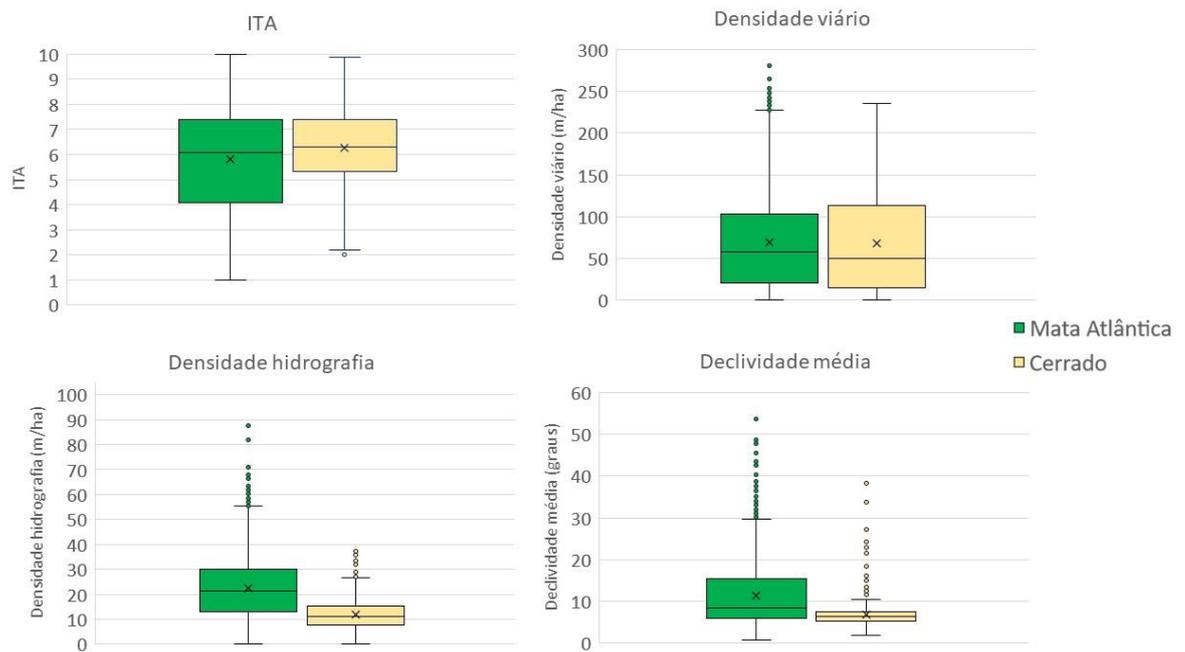
As paisagens associadas às finalidades de obras lineares, agropecuária, silvicultura e torres de telefonia apresentaram as menores notas médias de ITA (4,2; 4,8; e 4,9), indicando que tais supressões ocorrem, em geral, em paisagens menos antropizadas e com maior percentual de cobertura de vegetação nativa. De outro lado, saneamento, habitação e áreas verdes são finalidades associadas a maiores notas médias de ITA (7,2 e 7,4), ao que tais obras ocorrem, em geral, em paisagens já antropizadas e marcadas por maior percentual de usos urbanos. Do boxplot, observa-se que as finalidades agropecuária, manejo florestal, mineração, obras lineares e silvicultura apresentam os menores valores de densidade de viário, sendo que edificações, habitação e saneamento apresentam maior amplitude para estes valores. As obras de edificação, que correspondem ao maior número de ASVs e maior área autorizada, ocorrem em paisagens com considerável cobertura de vegetação nativa (41%), e ITA de 5,13, considerado como de paisagens degradadas.

A Tabela 11 apresenta os parâmetros da paisagem associados aos biomas Mata Atlântica e Cerrado indicados nas ASVs, e a Figura 15 apresenta os dados em boxplots.

Tabela 11 – Parâmetros médios da paisagem associados às tipologias de vegetação nativa indicadas nas ASVs

Bioma	Nº paisagens	ITA	Densidade viário (m/ha)	Densidade hidrografia (m/ha)	Declividade média (graus)	Vegetação nativa (%)	Agropecuária (%)	Urbano (%)	Nº de manchas de VN	Área das manchas de VN (ha)
Mata Atlântica	9025	5,8	76,83	21,36	10,91	28	43	30	16	9,20
Cerrado	885	6,2	67,96	11,80	6,75	15	55	20	30	1,83

Figura 15 – Boxplot dos parâmetros das paisagens conforme bioma



Da Tabela 11, verifica-se que as paisagens da Mata Atlântica, apesar de apresentarem em média maior densidade de acessos viários, também apresentam maior cobertura florestal média e menor ITA do que em relação as paisagens de Cerrado, que são predominantemente de uso agropecuário, e se apresentam mais fragmentadas e com menor área média/mancha.

A Tabela 12 apresenta os parâmetros da paisagem, bem como o número de ASVs e área autorizada para supressão por categoria de ITA da paisagem:

Tabela 12 – Número de paisagens, área autorizada e parâmetros da paisagem associados as notas de ITA

Classe de ITA	Nº paisagens	Área autorizada (ha)	ITA médio	Densidade viário (m/ha)	Densidade hidrografia (m/ha)	Declividade média (graus)	Nº médio de manchas de VN	Área média das manchas (ha)
1 – 2,5 (não degradado)	807	781,75	1,8	26,61	30,99	19,65	15	50,05
2,5 – 5,0 (pouco degradado)	2.294	2.200,87	3,8	48,68	28,00	15,25	24	9,93
5,0 – 7,5 (degradado)	4.430	2.422,46	6,3	63,27	17,74	7,91	18	3,83
7,5 – 10,0 (muito degradado)	2.377	1.064,37	8,5	143,20	14,83	7,81	11	1,90

Observa-se aqui uma relação entre classe de ITA e parâmetros da paisagem de modo análogo ao verificado na Tabela 9 para os parâmetros da paisagem associados ao estágio de regeneração da vegetação nativa na ASV. Quanto maior a classe de ITA, maior a densidade de viário, e menor a densidade de hidrografia, indicando que áreas de declive acentuado e com densa malha hidrográfica apresentam menor quantidade de acessos viários e portanto menor grau de antropização. No que se refere as métricas de configuração estudadas, verifica-se que as paisagens menos antropizadas apresentam área média da mancha quase 50 vezes maior que a área média da mancha das paisagens mais antropizadas. Em geral, as paisagens mais fragmentadas (maior número de manchas) foram as de ITA 2,5-5,0, considerado como pouco degradadas.

Verifica-se também que 44,7% das ASVs e 37,2% da área autorizada ocorreram em paisagens degradadas (ITA de 5,0 a 7,5). As paisagens pouco degradadas (ITA 2,5 a 5,0) concentraram 33,8% da área autorizada para supressão e 23,1% das ASVs. Deste modo, as paisagens degradadas concentram o maior número de ASVs e a maior área suprimida, ao passo que as paisagens pouco degradadas, onde ainda existe cobertura de vegetação nativa, também concentraram áreas importantes autorizadas para supressão, embora com menor número de ASVs, o que indica para uma maior área média autorizada/ASV nestas paisagens.

3.3.3 CONDICIONANTES DA ANTROPIZAÇÃO DAS PAISAGENS

Na sequência, apresenta-se os resultados das regressões lineares múltiplas realizadas, considerando como variável dependente o valor de ITA, e como variáveis preditoras os parâmetros área autorizada, densidade viário, densidade hidrografia declividade média da paisagem, número médio das manchas de vegetação nativa e área média das manchas, de modo a identificar quais parâmetros influenciam de modo mais intenso a antropização das paisagens associadas às ASVs, para o recorte analítico adotado dos estágios de regeneração da vegetação nativa indicada nas ASVs. Os resultados condensados são apresentados na Tabela 13, e as informações completas dos testes realizados estão no material suplementar do artigo.

Tabela 13 – Coeficiente de determinação (R^2) do modelo, estatística t e valor de p para os parâmetros de paisagem estudados em relação a sua influência na conformação do ITA para o recorte analítico estágio de regeneração.

ESTÁGIO DE REGENERAÇÃO	VARIÁVEIS PREDITORAS (estatística t)					
	Valores de p: 0 **** 0.001 *** 0.01 ** 0.05					
	Área autorizada (ha)	Densidade viário (m/ha)	Densidade hidrografia (m/ha)	Declividade média (graus)	Nº médio de manchas de VN	Área média das manchas (ha)
Estágio pioneiro						
$R^2 = 0,8047$	-1,12	67,19***	-3,71***	-17,79***	-14,63***	-20,45***
Estágio inicial						
$R^2 = 0,6302$	-1,15	49,93***	-5,58***	-16,01***	-19,85***	-24,94***
Estágio médio						
$R^2 = 0,6007$	4,45***	41,07***	0,064	-23,63***	-7,40***	-13,433***
Estágio avançado						
$R^2 = 0,6602$	0,654	11,90***	-3,90***	-3,17**	0,23	-2,84**
Estágio primário						
$R^2 = 0,8113$	-0,21	6,26***	-0,26	-1,63	-0,165	-1,93

Os testes de Durbin-Watson indicaram valores de estatísticas D-W entre 1,70 (mínimo) a 2,54 (máximo), e com valor p sempre superior a 0,05. Os valores próximos a 2, e com valor p não significante ($p > 0,05$) indicam que as premissas de erros independentes e autocorrelação foram atingidas nos modelos de regressão linear múltipla realizados, atestando a acurácia dos testes estatísticos (FIELD et al., 2012). A tabela com os resultados detalhados do teste de Durbin-Watson está disponível no material suplementar.

Na Tabela 13, observa-se que os valores de R^2 sugerem que os modelos indicaram que o ITA das paisagens é correlacionado e dependente das variáveis preditoras adotados, em 80% para as paisagens associadas ao estágio pioneiro por exemplo, e em 60% para as paisagens associadas ao estágio médio. A variável densidade de vias apresentou sempre uma relação positiva e significativa com o incremento da antropização em todos os recortes analíticos adotados. De outro lado, a declividade apontou uma relação negativa e significativa com antropização da paisagem, exceto para as paisagens associadas ao estágio primário. O número médio de manchas e áreas médias das manchas também apresentarem relação negativa e significativa com a antropização da paisagem, indicando que quanto maior a área média e o número de manchas na paisagem, menor é a antropização. A área autorizada apresentou relação positiva e significativa com a antropização da paisagem somente naquelas associadas ao estágio médio de regeneração, o que pode indicar que nestas paisagens associadas à supressão regular de vegetação nativa em estágio médio de regeneração, maiores áreas autorizadas estão ocorrendo em paisagens de maior antropização.

3.4 DISCUSSÃO

3.4.1. FINALIDADES URBANAS E DE INFRAESTRUTURA E ESTÁGIOS INICIAIS SÃO PREDOMINANTES NA SUPRESSÃO LEGAL PAULISTA

A expansão das explorações agrícolas e pecuárias é reconhecida por diversos estudos como o principal fator indutor do desmatamento de florestas tropicais no planeta (PENDRILL et al., 2022; KIM et al., 2015; HOSONUMA et al., 2012). Na América Latina, a agropecuária foi o vetor responsável por 88% do desmatamento ocorrido na região entre 1990 e 2000 (DE SY et al., 2019). No Brasil, entre 2019 e 2022 cerca de 97% do desmatamento observado foi para atividades agropecuárias (MAPBIOMAS, 2023). No caso do desmatamento regular amparado por ASV no estado de São Paulo, objeto deste estudo, os resultados apontam que a supressão é motivada principalmente pelas finalidades urbanas (edificações, habitação, uso industrial e mineração) e pelas obras de infraestrutura pública (obras viárias, lineares, hidráulicas e de saneamento). As finalidades urbanas corresponderam a 45% das ASVs emitidas

e a 31% da área autorizada para supressão no período de estudo, com área média autorizada de 0,9 hectares/ASV. As obras de infraestrutura conformam 36% das ASVs emitidas e 28% da área autorizada, em área média autorizada de 0,57 hectares/ASV. A agropecuária e silvicultura, embora responda por apenas 2,5% do número de ASVs emitidas, representou 30% da área suprimida regularmente, o que condiciona uma área média autorizada de 6,38 hectares/ASV.

No geral, a área média autorizada por ASV foi de 0,65 hectares, sendo que as ASVs de até 0,5 hectare representam 8.466 registros (85% do total) e somam 753 hectares autorizados (11% do total autorizado). Se considerarmos as ASVs de até 1,0 hectare, estas representam 9.092 registros, ou 91% das ASVs emitidas, e englobam 1.206 hectares autorizados, ou 18% do total. Conforme o documento Relatório Anual do Desmatamento no Brasil da iniciativa MapBiomas, em 2022 o estado de São Paulo registrou 366 eventos de desmatamento, com área total de 769 hectares, em uma área média de 2,1 hectares/evento de desmatamento (MAPBIOMAS, 2023). Deste modo, as supressões regulares são, em geral, em áreas menores e mais pontuais do que as supressões identificadas por MapBiomas (2023). Os resultados também indicam que 65% da área regularmente desmatada (4.227 hectares) e 65% das ASVs emitidas (6.492) no período estudados foram referentes aos estágios pioneiro/inicial de regeneração. O predomínio de supressões em estágios mais iniciais, e para finalidades urbanas/de infraestrutura está associado ao fato de que o arcabouço legal de proteção da Mata Atlântica (Lei Federal 11.428/2006) e do Cerrado paulista (Lei Estadual 13.550/2009) apresentam uma maior permissividade para a supressão regular de vegetação nos estágios mais iniciais, em áreas urbanas e para finalidades de utilidade pública e interesse social que são, em grande medida, açambarcadas pelas obras de infraestrutura (BRASIL, 2006; SÃO PAULO, 2009).

O estudo também revelou concentrações na distribuição geográfica das ASVs, com *hotspots* importantes nas regiões de São Paulo, Campinas, Sorocaba e Piracicaba; além do litoral e regiões de Bauru e São José do Rio Preto. Esta grande área delimitada aproximadamente pelas regiões de São Paulo, Campinas, Sorocaba e Piracicaba também concentraram a maior parte das ASVs para os estágios pioneiro, inicial e médio, bem como para as finalidades urbanas/de infraestrutura. Esta concentração corresponde a área da chamada “macrometrópole paulista”, região composta por 174 municípios e que corresponde as regiões metropolitanas de São Paulo, Campinas, Vale do Paraíba, Santos, Sorocaba, Piracicaba, e Jundiaí (vide Figura 9). Esta região de conurbação, que foi definida pelo governo paulista em 2012, concentra 75% da população e 83% o PIB do estado, o que equivale a 28% do PIB nacional, além de concentrar importantes estruturas rodoviárias e aeroportuárias (EMPLASA, 2014). Deste modo, verifica-se uma clara

associação geográfica entre as ASVs emitidas e a região da macrometrópole, sendo que as finalidades predominantes associadas a urbanização e obras de infraestrutura refletem as mudanças socioeconômicas ocorridas desde 2000 na macrometrópole, com desconcentração da atividade industrial ao longo da infraestrutura rodoviária, acompanhada da dispersão das atividades de serviços e dos núcleos de moradia (PASTERNAK, BÓGUS, 2019).

3.4.2. ASSOCIAÇÃO ENTRE ESTÁGIO DE REGENERAÇÃO DA VEGETAÇÃO OBJETO DA ASV E ANTROPIZAÇÃO DA PAISAGEM DE ENTORNO

A regeneração de vegetação nativa secundária em ambientes tropicais é um processo complexo, e que é afetado tanto por fatores locais (fertilidade do solo, distúrbios da mancha, idade da mancha) quanto por fatores da paisagem de entorno, como composição e configuração do uso e cobertura da terra (ARROYO-RODRIGUES et al., 2017). Do ponto de vista das ASVs e do processo de licenciamento ambiental, o processo de sucessão ecológica de uma determinada mancha de vegetação nativa é apreendido a partir dos indicadores e critérios estabelecidos para os estágios sucessionais indicados na legislação vigente (Resolução SMA/IBAMA 01/1994 para Mata Atlântica; Resolução SMA 64/2009 para Cerrado) (SÃO PAULO, 1994; SÃO PAULO, 2009), sendo que a vegetação nativa em estágios mais iniciais apresenta menor restrição para a supressão legal do que a vegetação nativa nos estágios médio ou avançado de regeneração.

Os resultados obtidos no estudo indicaram que as paisagens onde a vegetação autorizada para corte está em estágio pioneiro/inicial de regeneração apresentaram menor cobertura de vegetação nativa, menor declive, maior ITA e maior densidade de viário; ao passo que paisagens associadas aos estágios médio e avançado de regeneração apresentam maior cobertura de vegetação nativa, maior declive, menor ITA e menor densidade de viário. Deste modo, os dados sugerem uma relação entre estágio de regeneração do fragmento objeto da supressão e condição da paisagem de entorno, independente do bioma, indicando que estágios mais avançados ocorrem em paisagens menos antropizadas, com exceção do estágio primário que destoia da tendência identificada, o que pode ser reflexo de erro na classificação deste estágio de regeneração. Ainda, os dados apontam para uma maior área média por mancha e maior número de manchas nas paisagens dos estágios médio/avançado de regeneração, indicando que afora a composição (menor ITA, maior cobertura florestal), a configuração da paisagem imediata também afeta o estágio sucessionais da mancha objeto da ASV.

Conforme Arroyo-Rodrigues et al. (2023), paisagens com alta cobertura florestal (maior que 60%) em um raio de 1km a 4 km apresentam uma trajetória de sucessão ecológica associada

a regeneração de florestas mais previsível do que paisagens com cobertura florestal intermediária (40% a 60%), no mesmo raio de 1km a 4 km. Isto ocorre devido a heterogeneidade na composição e configuração das paisagens de cobertura florestal intermediária, que pode dificultar processos como a disponibilidade e dispersão de sementes, e facilitar a ocorrência de efeitos de borda e competição entre espécies. De outro lado, maior cobertura florestal na paisagem de entorno favorece a dispersão de sementes e a conectividade entre as manchas, o que acelera as dinâmicas de sucessão com incremento da biodiversidade e biomassa. Neste sentido, Traoré et al. (2024) verificaram que mais que 80% de cobertura florestal em um raio de 1km no entorno de uma parcela impacta significativamente o acúmulo de biomassa, ao passo que cobertura de floresta inferior a 25% do raio de 1km diminui a biomassa da parcela, em estudo realizado na Costa do Marfim.

Em estudo realizado na Mata Atlântica, César et al. (2021) também identificaram que a cobertura florestal e o padrão de uso da terra no entorno das manchas são fatores que influenciam mais a dinâmica da sucessão ecológica e o incremento de indicadores de diversidade do que a idade do maciço, por exemplo. Em estudo de Jakovac et al. (2021), os autores identificaram que a integridade ecológica da paisagem e a intensidade de uso prévio da terra afetam a disponibilidade e performance das espécies na colonização de áreas degradadas, o que traz implicações para o processo de sucessão ecológica e para a regeneração de vegetação nativa, que tende ser mais consistente em paisagens de melhor integridade. Desta forma, intensidade de uso da terra, composição (percentual de cobertura florestal) e configuração da paisagem imediata de entorno apresentam influência sobre a sucessão ecológica de uma determinada mancha, ou em outros termos, influenciam os processos de mudança que ocorrem naquela mancha ao longo do tempo, como acúmulo de biomassa, composição e diversidade de espécies e alterações de parâmetros estruturais (POORTER et al., 2021), sendo que os resultados aqui obtidos corroboram e suportam as constatações destes estudos, ao relevarem a associação entre estágio sucessional da mancha objeto da ASV e parâmetros de paisagem tais como cobertura florestal, ITA, número de manchas e área média das manchas.

Observa-se que a maior antropização das paisagens associadas aos estágios pioneiro/inicial, por sua vez, está também correlacionada a maior densidade de viário e menor declive, corroborando estudos que indicam uma maior possibilidade de supressão de vegetação nativa em áreas servidas por estrutura de acesso e declividade favorável para usos agrícolas ou urbanos (TISLER et al., 2022; ROSA et al., 2021). Estes resultados apontam que as condições da paisagem de entorno de uma determinada mancha de vegetação nativa podem influenciar o

estágio de regeneração daquela mancha, o que abre perspectivas para a caracterização dos estágios de regeneração a partir das condições da paisagem.

As análises estatísticas de regressão linear múltipla efetuadas indicaram a relação entre antropização das paisagens (expressa por ITA) e os parâmetros de densidade de acessos viários, densidade de hidrografia, declive médio, número médio de manchas e área média das manchas. Interessante apontar que a área autorizada pelas ASVs apresentou relação positiva e significativa com a antropização das paisagens associadas ao estágio médio de regeneração, o que indica que, para este estágio, as maiores áreas suprimidas regularmente estão em paisagens mais antropizadas, o que pode representar um alerta para a perda de cobertura florestal de biodiversidade e acúmulo de biomassa relevante, em paisagens já alteradas.

Quanto a relação das paisagens com as finalidades indicadas nas ASVs, observa-se que as autorizações para habitação, edificação e usos industriais estão associadas a paisagens mais antropizadas e fragmentadas, ao passo que as autorizações para fins agropecuários, obras lineares ou de mineração ocorrem em paisagens menos antropizadas. Assim, os dados sugerem uma dinâmica de supressão regular de vegetação nativa distinta em áreas já antropizadas, com predomínio de supressões menores e mais pontuais para urbanização; e em áreas menos antropizadas e com maior cobertura de vegetação nativa, onde a agropecuária e as obras públicas consistem no principal vetor de conversão regular de áreas, em geral com maiores áreas médias autorizadas por ASV. A urbanização parece ser, em São Paulo, o vetor mais importante de supressão regular de fragmentos florestais, resultado que vai na direção contrária de estudos que apontam, sem indicação da legalidade, a expansão das atividades agropecuárias como o principal vetor de desmatamento das florestas tropicais ao redor do mundo (PENDRILL et al., 2022).

Em relação às características das paisagens e a nota de ITA atribuída, verificou-se uma correlação entre ITA, densidade de viário e declividade, o que indica que este é um indicador coerente e adequado para qualificar o grau de antropização das paisagens. As paisagens com ITA entre 5,0 e 7,5, consideradas como degradadas, concentraram 37,2% da área autorizada para supressão e 44,7% das ASVs, em uma área média autorizada por ASV de 0,54 hectares. As paisagens pouco degradadas (ITA 2,5 a 5,0) concentraram 33,8% da área autorizada para supressão e apenas 23,1% das ASVs, em uma área média autorizada por ASV da ordem de 0,95 hectares. Deste modo, pode-se considerar que a supressão regular de vegetação nativa no estado de São Paulo ocorre predominantemente em paisagens já antropizadas, onde as supressões são pequenas e pontuais, e também em paisagens pouco degradadas, onde a presença ainda importante de cobertura florestal condiciona ASVs para áreas maiores.

De modo geral, os resultados gerados no presente trabalho indicam que a supressão regular de vegetação nativa no estado de São Paulo vêm ocorrendo de forma pontual e em pequenas áreas, com predomínio da supressão para fins urbanos de florestas em estágios inicial e médio de regeneração, e em fragmentos localizados em paisagens já antropizadas, com concentração expressiva na região da macrometrópole paulista. Esta dinâmica geral apresenta, no entanto, algumas nuances, notadamente no que se refere às supressões para fins agropecuários e de obras lineares, que ocorrem em geral em paisagens menos antropizadas.

De qualquer modo, a dinâmica de supressão regular observada neste estudo pode ser encarada como uma das facetas do processo de transição florestal em curso no estado de São Paulo, e já identificado e discutido por outros autores (CALABONI et al., 2018; SILVA et al., 2017). Conforme Rudel et al. (2005), a transição florestal é um processo caracterizado pelo predomínio da urbanização e dos setores industrial e de serviços nas economias. Este caráter urbano-industrial do desenvolvimento econômico implica em diminuição da mão-de-obra no campo, resultando na intensificação tecnológica da agropecuária e o abandono de áreas marginais para a produção, que são revertidas em florestas. A constatação de que a supressão regular de vegetação nativa no estado de São Paulo é impulsionada principalmente pelas finalidades associadas à urbanização, é pontual e de pequena monta, e está concentrada em paisagens já antropizadas pode ser um indício de que o desenvolvimento econômico paulista já não depende da conversão de grandes áreas de vegetação nativa, em parte pelas próprias características atuais e históricas do desenvolvimento do território, e em parte pelos avanços no *enforcement* da legislação ambiental.

3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os desafios para a conservação de vegetação nativa em propriedades privadas envolvem, para além do apoio à adequação das propriedades às restrições impostas pela LPVN, o fomento à manutenção de vegetação nativa em áreas comuns não protegidas, vegetação esta que é susceptível para supressão regular. Conhecer as características dos fragmentos autorizados para supressão regular, e como estes se inserem na paisagem pode auxiliar no entendimento dos indutores destas supressões, o que contribui para o aperfeiçoamento constante das políticas públicas de manejo, gestão e conservação da vegetação nativa. O presente estudo buscou contribuir para este processo, ao caracterizar a vegetação nativa objeto de ASVs emitidas pela CETESB entre 2009 e 2020, desde uma perspectiva de paisagem.

De modo geral, as supressões regulares de vegetação nativa no estado de São Paulo ocorrem em paisagens já antropizadas por agricultura ou usos urbanos, onde a vegetação nativa cede lugar para ampliação da urbanização, ou para obras de infraestrutura de interesse público. As áreas autorizadas para corte são em grande medida inferiores a 0,5 hectare, e as manchas nos estágios iniciais de regeneração são as formações mais susceptíveis à supressão regular. Existe uma correlação entre estágio da mancha de vegetação nativa autorizada e antropização da paisagem de entorno, sendo que paisagens menos antropizadas abrigam manchas em estágios superiores de regeneração. Também foi possível identificar diferenças entre as finalidades das ASVs e grau de antropização das paisagens, com supressões para fins agropecuários e de obras públicas ocorrendo em paisagens menos antropizadas do que supressões para urbanização. Esta relação evidenciada entre parâmetros de paisagem e estágio de regeneração da ASV poderá ser estudada de modo aprofundado em trabalhos posteriores, com vistas a verificar a possibilidade de prever o estágio de regeneração de uma determinada mancha a partir das condições da paisagem do entorno.

Este caráter predominante de supressão regular pontual, para fins urbanos e em paisagens já degradadas aponta para o processo de transição florestal em curso no estado de São Paulo, já evidenciado por outros autores, a partir do incremento de cobertura florestal observado no estado. Estudos posteriores poderão ser realizados para mensurar a vulnerabilidade dos remanescentes florestais e o impacto destas supressões, ainda que pontuais e de pequena monta, no incremento da deterioração da qualidade ambiental de paisagens já antropizadas, em especial naquelas paisagens com remanescentes em estágio médio de regeneração, submetidos a processos de supressão regular.

3.6 REFERÊNCIAS

AGUIAR, R, ENDRES, J.M., TAYLOR, C., EVANS, S. Public Conservation Policies on Private Land: A Case Study of the Brazilian Forest Code and Implications for the Agro-Industry Sector. *Pace Environmental Law Review*, vol. 34. 2017. Disponível em: <https://digitalcommons.pace.edu/pelr/vol34/iss2/3>.

ALMEIDA, A. S., VIEIRA, I. C. G. Transformações antrópicas da paisagem agrícola com palma de óleo no Pará. *Novos Cadernos, NAEA*, v. 22, n. 2, p. 9-26, maio-ago 2019, ISSN 1516-6481 / 2179-7536. Doi: <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v22i2.6535>

ARROYO-RODRÍGUEZ, V., RITO, K.F., FARFÁN, M., NAVIA, I.C., MORA, F., ARREOLA-VILLA, F., BALVANERA, P., BONGERS, F., CASTELLANOS-CASTRO, C., CATHARINO, E.L.M., CHAZDON, R.L., DUPUY-RADA, J.M., FERGUSON, B.G., FOSTER, P.F., GONZÁLEZ-VALDIVIA, N., GRIFFITH, D.M., HERNÁNDEZ-STEFANONI, J.L., JAKOVAC, C.C., JUNQUEIRA, A.B., JONG, B.H.J., LETCHER, S.G., MAY-PAT, F., MEAVE, J.A., OCHOA-GAONA, S., MEIRELLES, G.S., MUÑIZ-CASTRO, M.A., MUÑOZ, R., POWERS, J.S., ROCHA, G.P.E., ROSÁRIO, R.P.G., SANTOS, B.A., SIMON, M.F., TABARELLI, M., TUN-DZUL, F., BERG, E., VIEIRA, GUADALUPE, D.L.M., MARTÍNEZ-RAMOS, M. Landscape-scale forest cover drives the predictability of forest regeneration across the Neotropics. *Proc. R. Soc. B.* 290. 2023. Doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.2022.2203>.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V., MELO, F. P., MARTÍNEZ-RAMOS, M., BONGERS, F., CHAZDON, R. L., MEAVE, J. A., NORDEN, N., SANTOS, B. A., LEAL, I. R., TABARELLI, M. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 92(1), 326–340, 2017. <https://doi.org/10.1111/brv.12231>

BARBOSA, V.A., NABOUT, J.C., CUNHA, H.F. Spatial and temporal deforestation in the Brazilian Savanna: The discrepancy between observed and licensed deforestation in the state of Goiás, *Land Use Policy*, v.131, 2023. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106730>.

BATALHA, M. A.; MANTOVANI, W.; MESQUITA JÚNIOR, H. N. Vegetation structure in Cerrado physiognomies. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos (SP), n. 61(3), p. 475-483, 2001. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842001000300018>

BRANCALION P.H.S.; GARCIA, L.C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R.R.; PILLAR, V. D.; LEWINSOHN, T. M. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. *Natureza & Conservação*, v. 14, p. 1–15, 2016. Doi: 10.1016/j.ncon.2016.03.004

BRANCALION, P.H.S., AMAZONAS, N.T., CHAZDON, R.L., VAN MELIS, J., RODRIGUES, R.R., SILVA, C.S., SORRINI, T.B., HOLL, K.D. Exotic eucalypts: From

demonized trees to allies of tropical forest restoration? *Journal of Applied Ecology*. 57: p.55–66, 2020. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13513>

BRASIL. Lei nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília: 26 dezembro 2006. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111428.htm

BRASIL. Decreto 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: 24 novembro 2008. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6660.htm

BRASIL. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília: 28 maio 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm

CALABONI, A., TAMBOSI, L.R., IGARI, A.T., FARINACI, J.S., METZGER, J.P., URIARTE, M. The forest transition in São Paulo, Brazil: historical patterns and potential drivers. *Ecology and Society*, v.24, n.4, 2018. Doi: <https://doi.org/10.5751/ES-10270-230407>

CARVALHAES, T.E. Levantamento e comparação das normas federais e estaduais vigentes relativas à proteção e à compensação da vegetação nativa do cerrado no licenciamento ambiental. 2018, 119p. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Conformidade Legal no Licenciamento Ambiental). Escola Superior da CETESB, São Paulo. 2008. Disponível em <https://cetesb.sp.gov.br/escolasuperior/wp-content/uploads/sites/30/2018/10/Tiago-Esteves-Carvalhoes-TCC-2018-T1.pdf>

CÉSAR, R.G., MORENO, V. DE S., COLETTA, G.D., SCHWEIZER, D., CHAZDON, R.L., BARLOW, J., FERRAZ, S.F.B., CROUZEILLES, R., BRANCALION, P.H.S. It is not just about time: Agricultural practices and surrounding forest cover affect secondary forest recovery in agricultural landscapes. *Biotropica* 53, 496–508, 2021. <https://doi.org/10.1111/btp.12893>

CHAVES, R.B., DURIGAN, G., BRANCALION, P.H.S., ARONSON, J. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). *Restoration Ecology*, 23: 754-759, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.12267>

CHIODI, C. K. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006: Alterações no Regime de Proteção da Mata Atlântica. 2008. 105 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Estado de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

COLEHO-JUNIOR, M.G., VALDIONES, A.P., SHIMBO, J.Z., SILGUEIRO, V., ROSA, M., MARQUES, C.D.L., OLIVEIRA, M., ARAÚJO, S., AZEVEDO, T. Unmasking the impunity of illegal deforestation in the Brazilian Amazon: a call for enforcement and accountability. *Environ. Res. Lett.*, 17, 041001, 2022. Doi: 10.1088/1748-9326/ac5193

CRAVINO, A., BRAZEIRO, A. Grassland afforestation in South America: Local scale impacts of eucalyptus plantations on Uruguayan mammals, *Forest Ecology and Management*, v 484, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118937>

CRUZ, C. B. M; TEIXEIRA, A. J. A; BARROS, R. S; ARGENTO, M. S. F; MAYR, L. M; MENEZES, P. M. L. Carga Antrópica da Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara. *Anais IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Santos, Brasil, 11-18 setembro 1998, INPE, p. 99-109. Disponível em: http://mart.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/deise/1999/02.09.11.15/doc/4_48p.pdf

CRUZ, J.C; BARELLA, C.F; FONSECA, A. Compensating deforestation with forest surplus: key regulatory issues within Brazil's atlantic forest. *Ecological Economics*, v. 167. p.1-9. 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106444>

DE SY, V.; HEROLD, M.; ACHARD, F.; AVITABILE, V.; BACCINI, A.; CARTER, S.; CLEVERS, J. G. P. W.; LINDQUIST, E.; PEREIRA, M.; VERCHOT, L. Tropical deforestation drivers and associated carbon emission factors derived from remote sensing data. *Environmental Research Letters*, vol. 14, no. 9, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab3dc6>.

DORICI, M. Relação entre a qualidade hídrica superficial e a dinâmica da paisagem em quatro sub-bacias hidrográficas com alta densidade demográfica na região sudeste do Brasil. 2021, 232p. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2021. Disponível em:

https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/15273/Tese_Mariana_Dorici.pdf?sequence=1&isAllowed=y

EMPLASA. Plano de Ação da Macrometrópole Paulista 2013 : 2040. São Paulo: EMLASA, 50p. 2014. Disponível em: <https://bibliotecavirtual.sdr.sp.gov.br/AbriuArquivo.aspx?ID=20358>

FUNDAÇÃO BRASILEIRA PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (FBDS). Mapeamento em Alta Resolução dos Biomas Brasileiros: arquivos vetoriais, metadados e metodologia. 2018. Disponível em: www.geo.fbds.org.br. Acesso em: dezembro 2022.

FIELD, A., MILES, J., FIELD, Z. Discovering statistics using R. SAGE, 2012, 993p.

FREITAS, F.C.M, SPAROVEK, G, MATSUMOTO, M.H. A adicionalidade do mecanismo de compensação de Reserva Legal na Lei 12.651/2012: uma análise da oferta e demanda de Cotas de Reserva Ambiental. In: SILVA, A.P.M.; MARQUES, H.R.; SAMBUICHI, R.H.R. (Orgs.) Mudanças no código florestal brasileiro: desafios para a implementação da nova lei. Rio de Janeiro: Ipea, p.125-159, 2016.

GAVIOLI, F.R. Dinâmica espaço-temporal e fatores de indução dos processos de supressão regular, irregular, e regeneração de vegetação nativa no estado de São Paulo entre 2009 e 2020. Capítulo II – tese Doutorado em Planejamento e Uso dos Recursos Renováveis – UFSCar, 2023.

GAVIOLI, F. R.; MELILLO, R. C. S.; OLIVEIRA, C. R. de. Estrutura fundiária e conservação de florestas em propriedades rurais do Circuito das Frutas/SP: uma análise dos impactos da Lei 12.651/2012 na conformação de Reservas Legais e Cotas de Reserva Ambiental. Caminhos de Geografia, Uberlândia, MG, v. 21, n. 74, p. 241–258, 2020. DOI: 10.14393/RCG217450304. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/50304>.

GAVIOLI, F.R. O impacto da lei florestal brasileira na instituição de Reservas Legais no território paulista: um estudo a partir dos dados públicos do Sistema de Cadastro Ambiental Rural. Desenvolvimento e Meio Ambiente (UFPR), v. 42, p. 160-179, 2017. Doi: <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v42i0.52873>.

GEOFABRIK, OpenStreetMap: OpenStreetMap data for Brazil. 2022. <http://download.geofabrik.de/south-america/brazil-latest-free.shp.zip>. Acesso em: janeiro 2022.

GIANNICHI, M.L; GAVISH, Y; BAKER, T.R; DALLIMER, M; ZIV, G. Scale dependency of conservation outcomes in a forest offsetting scheme. *Conservation Biology*, p.1-10, 2019.

Doi: <https://doi.org/10.1111/cobi.13362>

GROOT, S. R., WILSON, M. A., BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, v.41, n.3, p.393-408, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7).

HOSONUMA, N.; HEROLD, M.; DE SY, V.; DE FRIES, R.S.; BROCKHAUS, M.; VERCHOT, L.; ANGELSEN, A.; ROMIJN, E. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, vol. 7, no. 4, 2012. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044009>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Arquivo vetorial Biomass do Brasil 1: 250.000. IBGE. Rio de Janeiro, 2019. Disponível em <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/15842-biomass.html> Acesso em janeiro 2022

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Base cartográfica contínua do Brasil, escala 1: 250.000 – BC250. IBGE. Rio de Janeiro, 2021. 20p. Disponível em https://geofp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/bases_cartograficas_continuas/bc250/versao2021/informacoes_tecnicas/bc250_documentacao_tecnica.pdf

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). Projeto Topodata – banco de dados geomorfométricos do Brasil. Disponível em <http://www.dsr.inpe.br/topodata/index.php>. Accessed: 01/08/2022.

INSTITUTO FLORESTAL. Inventário Florestal do Estado de São Paulo 2020: mapeamento da cobertura vegetal nativa. São Paulo: Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2020. 40p. Disponível em: www.iflorestal.sp.gov.br

ISSII, T.M., ROMERO, A.C., PEREIRA-SILVA, E.F.L., ATTANASIO, M.R., HARDT, E. The role of legal protection in forest conservation in an urban matrix, *Land Use Policy*, v. 91, 2020, <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104366>.

JAKOVAC, C.C., JUNQUEIRA, A.B., CROUZEILLES, R., PEÑA-CLAROS, M., MESQUITA, R.C.G. AND BONGERS, F. The role of land-use history in driving successional

pathways and its implications for the restoration of tropical forests. *Biol Rev*, 96: 1114-1134, 2021. <https://doi.org/10.1111/brv.12694>

JOLY, C.A., METZGER, J.P., TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, v.204, p.459-473, 2014. DOI: 10.1111/nph.12989.

KIM, D.; SEXTON, J.O.; TOWNSHEND, J.R.; Tropics from the 1990S to the 2000's. *Geophysical Research Letters*, vol. 42, p. 3495–3501, 2015. Doi: <https://doi.org/10.1002/2014GL062777>.Received.

LEIDINGER, J. L. G., GOSSNER, M. M., WEISSER, W. W., KOCH, C., ROSADIO CAYLLAHUA, Z. L., PODGAISKI, L. R., DUARTE, M. M., ARAÚJO, A. S. F., OVERBECK, G. E., HERMANN, J.-M., KOLLMANN, J., AND MEYER, S. T.. Historical and recent land use affects ecosystem functions in subtropical grasslands in Brazil. *Ecosphere* 8(12), 2017. Doi: e02032. 10.1002/ecs2.2032

LAWRENCE, D., VANDECAR, K. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. *Nature Clim Change* 5, 27–36, 2015. <https://doi.org/10.1038/nclimate2430>

LEITE, M.S., SILVA JUNIOR, J.A., CALABONI, A., IGARI, A.T. Fatores socioeconômicos e a vegetação nativa em imóveis rurais no estado de São Paulo. *Ambiente e Sociedade*, 23, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20170309r3vu2020L1AO>

LÉMECHEV, T. On hydrological heterogeneity catchment morphology and catchment response. *Journal of Hydrology*, v. 100, p. 375-375, 1982.

LIMA, R.A.F., OLIVEIRA, A.A., PITTA, G.R., GASPER, A.L., VIBRANS, A.C., CHAVE, J., STEEGE, H., PRADO, P.I. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. *Nature Communications*, 11, 6347 2020. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20217-w>

LIRA P.K., PORTELA R..C.Q., TAMBOSI L.R. Land-Cover Changes and an Uncertain Future: Will the Brazilian Atlantic Forest Lose the Chance to Become a Hopespot?. In: Marques M.C.M., Grelle C.E.V. (eds) *The Atlantic Forest*. Springer, Cham, 2021. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_11

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra do Brasil: (Coleção 6), 2021. Disponível em: <https://mapbiomas.org/> Acesso em: Janeiro.2022.

MAPBIOMAS. Relatório Anual de Desmatamento 2022. São Paulo, MapBiomias, 2023, 125p. Disponível em <http://alerta.mapbiomas.org>

MELLO, K., TANIWAKI, R.H., PAULO, F.R., VALENTE, R.A., RANDHIR, T.O., MACEDO, D.R., LEAL C.G., RODRIGUES, C.B., HUGHES, R.M. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management*, v.270, p.1-16, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>.

MELLO, K., BRITES, A., BORGES-MATOS, C., TAVARES, P.A., METZGER, J.P., RODRIGUES, R.R., SANTOS, Z.L., JOLY, C.A., SPAROVEK, G. Ciência e implementação de política ambiental: o caso do Código Florestal no Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 22, 2022. Doi: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2022-1373>

MENDONÇA, R.A.G; GHELER-COSTA, C. O negligenciado cerrado paulista. *Revista Brasileira de Geografia*, v. 63, n. 1, p.129-155. 2018.

MOLIN, P.G; CHAZDON, R.; FERRAZ, S.F.B.; BRANCALION, P. H. S. A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. *Journal of Applied Ecology*, v.55 p. 2767-2778, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13263>.

MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B., KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, 24, p.853-858, 2000. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/35002501.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2022.

OAKLEY, J. L., BICKNELL, J. E. The impacts of tropical agriculture on biodiversity: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 59, p.3072–3082, 2022. Doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14303>

PASTERNAK, S., BÓGUS, L. M. Macrometrópole paulista: estrutura sócio-ocupacional e tipologia dos municípios – Mudanças na primeira década dos anos 2000 | *Revista Brasileira de*

Estudos Urbanos e Regionais, v. 21, n. 2, p. 431, 2019. DOI: 10.22296/2317-1529.2019v21n2p431.

PENDRILL, F., GARDNER, T.A., MEYFROIDT, P., PERSSON, U.M., ADAMS, J., AZEVEDO, T., LIMA, M.G.B., BAUMANN, M., CURTIS, P.G., SY, V., GARRETT, R., GODAR, J., GOLDMAN, E.D., HANSEN, M.C., HEILMAYR, R., HEROLD, M., KUEMMERLE, T., LATHUILLIÉRE, M.J., RIBEIRO, V., TYUKAVINA, A., WEISSE, M.J., WEST, C. Disentangling the numbers behind agriculture-driven tropical deforestation, *Science*, v.377, n.6611, 2022. Doi: 10.1126/science.abm9267

PIFFER, P.R., ROSA, M.R., TAMBOSI, L.R., METZGER, J.P., URIARTE, M. Turnover rates of regenerated forests challenge restoration efforts in the Brazilian Atlantic forest. *Environmental Research Letters*, v 17, n4, 2022. Doi: 10.1088/1748-9326/ac5ae1

POORTER, L., ROZENDAAL, D. M. A., BONGERS, F., ALMEIDA, D. J. S., ÁLVAREZ, F. S., ANDRADE, J. L., ARREOLA VILLA, L. F., BECKNELL, J. M., BHASKAR, R., BOUKILI, V., BRANCALION, P. H. S., CÉSAR, R. G., CHAVE, J., CHAZDON, R. L., DALLA COLLETTA, G. Functional recovery of secondary tropical forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118, e2003405118, 2021. <https://doi.org/10.1073/pnas.2003405118>

REIS, T.N.P., FARIA, V.G., LOPES, G.R., SPAROVEK, G., WEST, C., RAJÃO, R., FERREIRA, M.N., ELVIRA, M.M.S., VALLE, R.S.T. Trading deforestation—why the legality of forest-risk commodities is insufficient. *Environmental Research Letters*, 16, 124025. 2021. Doi: 10.1088/1748-9326/ac358d

REZENDE, C. L., SCARANO, F. R., ASSAD, E. D., JOLY, C. A., METZGER, J. P., STRASSBURG, B. B. N., TABARELLI, M., FONSECA, G. A., MITTERMEIER, R. A. From hotspot do hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v.16, p.208-214, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>

RIBEIRO M. C.; MARTENSEN A. C.; METZGER J. P.; TABARELLI M., SCARANO F., FORTIN M. J. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: Zachos FE,

Habel. Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas. Heidelberg: Springer; 2011. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_21.

RODRIGUES, L. C.; NEVES, S. M. A. S.; NEVES, R. J.; GALVANIN, E. A. S.; SILVA, J. S. V. Avaliação do grau de transformação antrópica da paisagem da bacia do rio Queima-Pé, Mato Grosso, Brasil. Revista Brasileira de Ciências Ambientais – Número 32 – Junho de 2014. ISSN Eletrônico: 2176-9478. Disponível em: http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/248/203

RODRIGUES, C.B., TANIWAKI, R.H., LANE, P., LIMA, W.D.P., FERRAZ, S.F.D.B. Eucalyptus Short-Rotation Management Effects on Nutrient and Sediments in Subtropical Streams. Forests, v.10, n.6. 2019. Doi: <https://doi.org/10.3390/f10060519>

ROSA, M. R.; BRANCALION, P. H. S.; CROUZEILLES, R.; TAMBOSI, L. R.; PIFFER, P. R.; LENTI, F. E. B.; HIROTA, M.; SANTIAMI, E.; METZGER, J. P. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. Science Advances, v.7, no.4 eabc4547. 2021. Doi: 10.1126/sciadv.abc4547

RUDEL, T.K., COOMES, O.T., MORAN, E., ACHARD, F., ANGELSEN, A., XU, J., LAMBIN, E. Forest transitions: towards a global understanding of land use change, Global Environmental Change, v. 15, n. 1, 2005, 23-31p., DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.11.001>.

SÃO PAULO. Lei 13.550 de 02 de junho de 2009a. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Cerrado no Estado, e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado, 02.junho.2009. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2009/lei-13550-02.06.2009.html>

SÃO PAULO. Resolução SMA nº 64 de 10 de setembro de 2009b. Dispõe sobre o detalhamento das fisionomias de vegetação de Cerrado e de seus estágios de regeneração, conforme Lei Estadual 13.550 de 02 de junho de 2009, e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado, 10.setembro.2009. Disponível em: https://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamento/documentos/2009_Res_SMA_64.pdf

SÃO PAULO. Resolução SMA nº 32 de 03 de abril de 2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado, 05.abril.2014. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/licenciamentoambiental/wp-content/uploads/sites/32/2019/05/Resolu%C3%A7%C3%A3o-SMA-n%C2%BA-32-2014.pdf>

SÃO PAULO. Resolução SIMA nº 80 de 16 de outubro de 2020. Dispõe sobre os procedimentos para análise dos pedidos de supressão de vegetação nativa para parcelamento do solo, condomínios ou qualquer edificação em área urbana, e o estabelecimento de área permeável na área urbana para os casos que especifica. Diário Oficial do Estado, 20.outubro.2020. Disponível em: <https://smastr16.blob.core.windows.net/legislacao/sites/40/2020/10/resolucao-sima-080-2020-processo-cetesb-060968-2020-01-proc-para-analise-dos-pedidos-de-supressao-de-vegetacao-nativa-para-parcelamento-do-solo-em-area-urbana-3.pdf>

SÃO PAULO. Projeto de Lei 138 de 12 de março de 2021. Altera a Lei nº 13.550, de 02 de junho de 2009, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Cerrado no Estado. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/propositura/?id=1000362887>

SÃO PAULO. Plano de ação climática e desenvolvimento sustentável para São Paulo – PAC 2050. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente, 2022, 99p.

SÃO PAULO. Resolução SEMIL nº 02 de 02 de janeiro de 2024. Dispõe sobre critérios parâmetros para a compensação ambiental devida em razão da emissão de autorização, pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, para supressão de vegetação nativa, corte de árvores isoladas ou intervenções em Áreas de Preservação Permanente - APP em áreas rurais e urbanas do Estado de São Paulo. Diário Oficial do Estado, 03.janeiro.2024. Disponível: https://www.imprensaoficial.com.br/DO/BuscaDO2001Documento_11_4.aspx?link=%2f2024%2fexecutivo+secao+i%2fjaneiro%2f03%2fpag_0030_5a94a2cf7ba746ccd88fafc5c6b64aff.pdf&pagina=30&data=03/01/2024&caderno=Executivo%20I&paginaordenacao=100030

SCHMIDT, K.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; PHILLIPS, P. M.; JULIUS, E.; MAKAN, N.; WALZ, A. Key landscape features in the provision of ecosystem services: insights for management.

Land Use Policy, v. 82, p.353-366. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.12.02>.

SCHNEIDER, L.C.A., SILVA. M.T., AGOSTINETTO, L., SIEGLOCH, A.E. Deforestation in mixed ombrophilous forest in the serrana region of Santa Catarina. *Revista Árvore*, v.42, n.2. 2018. Doi:

SEMIL. Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística do estado de São Paulo. Sistema Integrado de Gestão Ambiental – SIGAM, 2023. Disponível em: <https://sigam.ambiente.sp.gov.br/>

SEOANE, C. E. S.; DIAZ, V. S.; SANTOS, T. L.; FROUFE, L. C. M. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. *Pesquisa Florestal Brasileira*, [S. l.], v. 30, n. 63, p. 207, 2010. Disponível em: <https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/158>. Acesso em: 17 jan. 2022.

SHI, X., MATSUI, T., MACHIMURA, T., HAGA, C., HU, A., GAN, X. Impact of urbanization on the food–water–land–ecosystem nexus: A study of Shenzhen, China, *Science of The Total Environment*, v.808, 2022. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152138>

SILVA, R.F.B., BATISTELLA, M., MORAN, E.F. 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. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.04.019>.

SOUZA C.M. JR., SHIMBO J., ROSA M.R., PARENTE L.L., ALENCAR A, RUDORFF BFT, HASENACK H, MATSUMOTO M, G. FERREIRA L, SOUZA-FILHO PWM, DE OLIVEIRA SW, ROCHA WF, FONSECA AV, MARQUES CB, DINIZ CG, COSTA D, MONTEIRO D, ROSA ER, VÉLEZ-MARTIN E, WEBER EJ, LENTI FEB, PATERNOST FF, PAREYN FGC, SIQUEIRA JV, VIERA JL, NETO LCF, SARAIVA MM, SALES MH, SALGADO MPG, VASCONCELOS R, GALANO S, MESQUITA VV, AZEVEDO T. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*. v.12, n.17:2735, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

STRASSBURG, B., BROOKS, T., FELTRAN-BARBIERI, R. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat Ecol Evol* 1, 0099 (2017). <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>

TACCONI, L., RODRIGUES, R.J., MARYUDI, A. Law enforcement and deforestation: Lessons for Indonesia from Brazil, *Forest Policy and Economics*, v.108, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.05.029>

TANIWAKI, R.H., FORTE, Y.A., SILVA, G.O., BRANCALION, P.H.S, COGUETO, C.V., FILOSO, S., FERRAZ, S.F.B. The Native Vegetation Protection Law of Brazil and the challenge for first-order stream conservation. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 16. n.1, p.49-53, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.08.007>.

TISLER, T.R., TEIXEIRA, F.Z., NÓBREGA, R.A.A. Conservation opportunities and challenges in Brazil's roadless and railroad-less areas. *Science Advances*, v.8, n 9, 2022. Doi: 10.1126/sciadv.abi5548.

TRAORÉ, S., ZO-BI, I.C., PIPONIOT, C., AUSSÉNAC, R., HÉRAULT, B. Fragmentation is the main driver of residual forest aboveground biomass in West African low forest-high deforestation landscapes, *Trees, Forests and People*, v.15, 2024. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2023.100477>.

UNFFC. United Nations Framework Convention on Climate Change. Nationally Determined Contributions Registry, 2023. Disponível em: <https://unfccc.int/NDCREG>

UNGAR, M. Prosecuting Environmental Crime: Latin America's Policy Innovation. *Latin American Policy*, 8: 63-92, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1111/lamp.12116>

VASCONCELOS, A., BERNASCONI, P., GUIDOTTI, V., SILGUEIRO, V., VALDIONES, A.P., CARVALHO, T., BELLFIELD, H., PINTO, L.F.G. Illegal deforestation and Brazilian soy exports: the case of Mato Grosso. *Trase, Imaflora, ICV, Issue Brief n°4*, 2020. https://resources.trase.earth/documents/issuebriefs/TraseIssueBrief4_EN.pdf

VÁSQUEZ, L.C., MARQUES, T.S., ABREU, E.F., CIOCI, R., PIÑA, C.I., VERDADE, L.M. Diversity of small mammals on the early second commercial cycle of Eucalyptus plantations in

southeast Brazil, *Forest Ecology and Management*, v 489, 2021, Doi: 10.1016/j.foreco.2021.119052.

VANCINE, M.H., MUYLAERT, R.L., NIEBUHR, B.B., OSHIMA, J.E.F., TONETTI, V., BERNANDO, R., ANGELO, C., ROSA, M.R., GROHMANN, C.H., RIBEIRO, M.C. The Atlantic Forest of South America: spatiotemporal dynamic of remaining vegetation and implications for conservation. 2023. Preprint bioRxiv. Doi: 10.1101/2023.09.16.558076v2

ZHANG, M., WEI, X. Deforestation, forestation and water supply. *Science*, v.371, n.6533, p.990-991, 2021. DOI: 10.1126/science.abe7821

3.7 MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela 14 - Regressões lineares múltiplas efetuadas para ITA e variáveis explanatórias para cada estágio de regeneração.

Categoria	Modelos – categoria versus variáveis preditoras				Coefficiente de determinação
PIONEIRO	lm(formula = ITA.TOTAL ~ HIDRO.DENSIDADE + ROAD.DENSIDADE + SLOPE.MEAN + Manchas.VN.total + Area.média.mancha + numArea, data = pioneiro)				R ² = 0,8047
Coefficients:	Estimative	Std. Error	t-value	Pr(> t)	
(Intercept)	6.4476721	0.0503310	128.105	< 2e-16 ***	
HIDRO.DENSIDADE	-0.0066586	0.0017909	-3.718	0.000205 ***	
ROAD.DENSIDADE	0.0196756	0.0002928	67.194	< 2e-16 ***	
SLOPE.MEAN	-0.0665907	0.0037412	-17.799	< 2e-16 ***	
Manchas.VN.total	-0.0239213	0.0016344	-14.636	< 2e-16 ***	
Area.média.mancha	-0.0205091	0.0010029	-20.450	< 2e-16 ***	
numArea	-0.0048090	0.0042932	-1.120	0.262761	
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					
INICIAL	lm(formula = ITA.TOTAL ~ HIDRO.DENSIDADE + ROAD.DENSIDADE + SLOPE.MEAN + Manchas.VN.total + Area.média.mancha + numArea, data = inicial)				R ² = 0,6302

Coefficients:	Estimative	Std. Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	6.1488072	0.0596925	103.008	< 2e-16 ***
HIDRO.DENSIDADE	-0.0105716	0.0018940	-5.581	2.54e-08 ***
ROAD.DENSIDADE	0.0174353	0.0003492	49.930	< 2e-16 ***
SLOPE.MEAN	-0.0576630	0.0036016	-16.010	< 2e-16 ***
Manchas.VN.total	-0.0261559	0.0013175	-19.852	< 2e-16 ***
Area.média.mancha	-0.0202243	0.0008107	-24.947	< 2e-16 ***
numArea	-0.0047185	0.0040962	-1.152	0.249
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				
MÉDIO	lm(formula = ITA.TOTAL ~ HIDRO.DENSIDADE + ROAD.DENSIDADE + SLOPE.MEAN + Manchas.VN.total + Area.média.mancha + numArea, data = medio)			R ² = 0,6007
Coefficients:	Estimative	Std. Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	4.9456929	0.0951036	52.003	< 2e-16 ***
HIDRO.DENSIDADE	0.0001668	0.0026181	0.064	0.949
ROAD.DENSIDADE	0.0239389	0.0005828	41.075	< 2e-16 ***
SLOPE.MEAN	-0.0982353	0.0041566 -	-23.634	< 2e-16 ***
Manchas.VN.total	-0.0118513	0.0015995	-7.409	1.62e-13 ***
Area.média.mancha	-0.0117199	0.0008725	-13.433	< 2e-16 ***
numArea	0.0407981	0.0091529	4.457	8.59e-06 ***
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				
AVANÇADO	lm(formula = ITA.TOTAL ~ HIDRO.DENSIDADE + ROAD.DENSIDADE + SLOPE.MEAN + Manchas.VN.total + Area.média.mancha + numArea, data = avancado)			R ² = 0,6602
Coefficients:	Estimative	Std. Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	4.0212497	0.3109069	12.934	< 2e-16 ***
HIDRO.DENSIDADE	-0.0387678	0.0099398	-3.900	0.000125 ***

ROAD.DENSIDADE	0.0253716	0.0021310	11.906	< 2e-16 ***
SLOPE.MEAN	-0.0479923	0.0151268	-3.173	0.001707 **
Manchas.VN.total	0.0004329	0.0018353	0.236	0.813747
Area.média.mancha	-0.0082101	0.0028853	-2.846	0.004816 **
numArea	0.0051121	0.0078114	0.654	0.513454
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				
lm(formula = ITA.TOTAL ~ HIDRO.DENSIDADE + PRIMÁRIO ROAD.DENSIDADE + SLOPE.MEAN + Manchas.VN.total + Area.média.mancha + numArea, data = primario)				R ² = 0,8113
Coefficients:	Estimative	Std. Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	6.238604	0.488749	12.764	6.38e-12 ***
HIDRO.DENSIDADE	-0.006706	0.025535	-0.263	0.7952
ROAD.DENSIDADE	0.016445	0.002624	6.268	2.15e-06 ***
SLOPE.MEAN	-0.056951	0.034886	-1.633	0.1162
Manchas.VN.total	-0.002747	0.016668	-0.165	0.8705
Area.média.mancha -	-0.009168	0.004741	-1.934	0.0655 .
numArea	- 0.002519	0.011836	-0.213	0.8333
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				

Tabela 15 – Testes de Durbin-Watson para os modelos escolhidos

Modelo	lag	Autocorrelation	D-W Statistic	p-value
Pioneiro	1	0.03776937	1.917692	0.038
Inicial	1	0.1473874	1.704773	0
Médio	1	0.1207268	1.757315	0

Avançado	1	0.1296662	1.727113	0.018
Primário	1	-0.2801936	2.549374	-0.132

4. CAPÍTULO IV - CONCLUSÃO GERAL

A supressão de florestas e demais formas de vegetação nativa, em especial nas regiões tropicais, é um tema que vêm atraindo cada vez mais a atenção e a preocupação da sociedade global e dos governos, principalmente pelo impacto que os processos de conversão de uso da terra apresentam em relação às mudanças climáticas. Neste sentido, o Brasil e o estado de São Paulo apresentaram metas de controle e redução do desmatamento ilegal como uma das estratégias de adaptação climática, associada a outras como restauração ecológica de áreas degradadas e adoção de tecnologias produtivas de baixo carbono nas explorações agropecuárias. O controle do desmatamento ilegal é uma tarefa complexa, que se dá através de mecanismos de comando e controle, desempenhados por entidades de licenciamento ambiental e fiscalização dentro de um arranjo institucional que engloba também um amplo aparato legislativo.

A presente tese buscou contribuir para este debate, ao efetuar análises das Autorizações para Supressão de Vegetação Nativa (ASVs) emitidas pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo no período de 2009 e 2020. No segundo capítulo, o objetivo foi situar a supressão legal e a supressão ilegal fiscalizada de vegetação nativa no estado frente ao montante total de conversão e de regeneração de vegetação nativa, estimado por produtos de sensoriamento remoto, em escala municipal. Verificou-se que a supressão regular de vegetação nativa no estado correspondeu a apenas 1,31% do total suprimido, e que as ações de fiscalização atingiram 11,14% da área total suprimida no período. Entre 2009 e 2020, cerca de 3% da área do Cerrado paulista foi suprimida irregularmente, e para a Mata Atlântica este percentual foi de 1,4%. Em que pese o predomínio da supressão ilegal não fiscalizada, os dados indicaram que o processo de regeneração da vegetação nativa no estado foi maior do que a conversão, resultando em incremento líquido de vegetação nativa da ordem de 229 mil hectares no período, o que representa 0,92% do território paulista. Ainda neste capítulo, identificou-se que as dinâmicas de supressão regular estão associadas ao desenvolvimento urbano-industrial dos municípios, ao passo que os processos de supressão irregular não fiscalizada estão vinculados a disponibilidade de acesso viário, declividade suave e mais quentes, o que sugere que estes processos ocorrem à reboque da expansão de atividades agropecuárias.

Com vistas a buscar entender melhor os motivos desta baixa representatividade da supressão regular no panorama geral da conversão de uso da terra no estado, no terceiro capítulo da tese estudou de modo detalhado as informações de área autorizada ASV emitida, estágio sucessional da vegetação nativa objeto da ASV, bem como a finalidade daquela supressão. Foi

analisada também a inserção da mancha autorizada para supressão em uma paisagem imediata de 1km de raio, objetivando explorar as múltiplas relações entre os atributos das paisagens (uso e cobertura da terra, acessos viários, hidrografia, declive, bioma, configuração das manchas de vegetação nativa) e os atributos das ASVs, notadamente estágio sucessional autorizado e finalidade. Observou-se que a supressão regular de vegetação nativa na realidade paulista é marcada por pequenas áreas (até 0,5 hectare), de vegetação em estágios pioneiro e inicial de regeneração, e para fins urbanos, agropecuários e de obras públicas. Do ponto de vista geográfico, a supressão regular se concentra na região da macrometrópole paulista. Foi identificada uma relação importante entre atributos da paisagem e estágio de regeneração da vegetação objeto da ASV, sendo que estágios mais iniciais ocorrem em paisagens mais antropizadas, melhor servidas por acessos viários e de menor declividade.

Corroborando diversos outros estudos recentes, os dados explorados na presente tese indicam que o estado de São Paulo está passando por um processo de transição florestal, no qual as dinâmicas de mudanças do uso e cobertura da terra resultam em um incremento líquido de vegetação nativa, decorrente de fatores como predomínio do desenvolvimento urbano-industrial, com intensificação da agricultura, e abandono de áreas de baixa aptidão agropecuária, com conseqüente regeneração de vegetação nativa. Sem embargo, este processo ocorre em paralelo ao predomínio absoluto da supressão ilegal não fiscalizada de vegetação nativa na última década no estado, o que pode comprometer tanto a rota de transição florestal identificada quanto o atingimento das metas de desmatamento ilegal zero até 2050. Neste sentido, é urgente a adoção de medidas que, de um lado reduzam a supressão ilegal existente, e de outro ampliem as taxas de supressão regular, submetida ao controle das entidades e vinculada a compromissos de compensação ambiental.

A redução da supressão ilegal pode ser atingida mediante diversas ações, como (i) ampliação das estruturas de fiscalização ambiental, que no estado de São Paulo são representadas principalmente pelos 45 pelotões da Polícia Militar Ambiental agrupados em cinco batalhões que efetuam as ações fiscalizatórias em campo, e pelos quatorze Centros Técnicos Regionais (CTRs) vinculados a Secretaria de Meio Ambiental, Infraestrutura e Logística, que atuam no apoio técnico aos pelotões policiais e no trâmite dos processos administrativos de autuação ambiental. A estrutura existente vem sendo capaz de agir sobre cerca de 11% da supressão ilegal, conforme exposto no segundo capítulo deste trabalho. Considerando a distribuição geográfica da supressão ilegal apresentada neste trabalho, concentrada na porção centro-sul do estado, avalia-se que uma ação possível poderia ser a

reestruturação dos pelotões de Registro, Itapetininga, Sorocaba, Botucatu e Rio Claro, com ajustes na área de abrangência destes pelotões de modo a conformar as jurisdições em compatibilidade com os municípios de maiores taxas de supressão ilegal. Do mesmo modo, a reestruturação atingiria os CTRs de Registro, Sorocaba, Campinas e Bauru, com desmembramento dos municípios com maiores taxas de desmatamento ilegal hoje sob a jurisdição destes CTRs, e criação de novos Centros Técnicos Regionais para ampliar os esforços de fiscalização nestes *hotspots* de supressão ilegal.

Outra ação de redução da supressão ilegal que julga-se relevante é (ii) a efetiva implementação da LPVN no estado, através da análise/validação dos Cadastros Ambientais Rurais e assinatura dos termos de compromisso para implantação do Programa de Regularização Ambiental. Considerando que a maior parte da supressão total e ilegal ocorre em áreas não urbanizadas, com disponibilidade de acesso viário, declividade suave e mais quentes e propícias para a agricultura, a efetiva instituição de Reservas Legais em manchas de vegetação nativa existentes, bem como a delimitação das APPs e a instituição, sempre que possível, de Cotas de Reserva Ambiental em manchas de vegetação nativa localizadas em área comum não protegida poderia de um lado reduzir o “estoque” de vegetação nativa disponível para supressão sem a proteção dada por estas camadas da LPVN. De outro lado, e mais relevante, a partir do mapeamento e validação destas manchas no âmbito do CAR, poder-se-ia estabelecer uma rotina de fiscalização remota, que já existe em alguma medida no estado a cargo dos CTRs, mas que, ao nosso ver, pode ganhar escala, com integração com outros sistemas como o MapBiomias Alertas, por exemplo. Por fim (iii) a instituição de políticas e programas de pagamento por serviços ambientais, de modo a valorizar a manutenção dos remanescentes florestais.

Quanto a ampliação das taxas de supressão regular, a presente tese indicou que o perfil destas conversões é predominantemente de pequenas dimensões, em estágios iniciais de regeneração, e para fins urbanos tais como edificações. A entidade responsável desde 2009 pela análise e emissão das ASVs é a CETESB, que opera basicamente através das suas 46 agências descentralizadas no estado vinculadas a Diretoria de Controle e Licenciamento Ambiental, havendo também a emissão de ASVs associadas a Diretoria de Avaliação de Impacto Ambiental, centralizada na sede da CETESB em São Paulo. Na atual estrutura de licenciamento ambiental paulista, existe ainda o papel dos municípios, a quem é facultada a adesão ao licenciamento ambiental municipalizado, nos termos da Deliberação CONSEMA 01/2024. Importante indicar que esta Deliberação possibilita que os municípios aptos ao licenciamento de alto impacto local autorizem a supressão de vegetação nativa em estágios médio e inicial de

regeneração para a implantação dos empreendimentos indicados na própria Deliberação, que são basicamente atividades industriais de pequena escala. A mesma Deliberação indica que os municípios aptos ao licenciamento de médio impacto local autorizem a supressão de vegetação nativa em estágio inicial de regeneração para a implantação dos empreendimentos que podem ser licenciados pela municipalidade. Dos 645 municípios paulistas, 90 estão aptos ao licenciamento municipalizado (14%), e destes 26 são aptos ao alto impacto local e 25 ao médio impacto local. Deste modo, 51 municípios paulistas (8%) possuem atribuição para autorizar a supressão de vegetação nativa em estágio inicial e médio de regeneração para fins urbanos.

Esta capilaridade na atribuição para licenciar e autorizar a supressão de vegetação nativa à cargo dos municípios, já prevista na Deliberação CONSEMA 01/2024, pode ser ampliada e melhorada, das seguintes formas: (i) maiores incentivos do governo estadual para que os municípios se estruturam e façam a adesão ao licenciamento municipalizado. Estes incentivos podem se materializar através de capacitações e treinamentos do corpo técnico municipal, e inclusão da aptidão ao licenciamento municipal como uma das diretrizes de pontuação do Programa Município Verde Azul¹, o que não ocorreu no último ciclo do Programa 2022/2023. Há ainda a necessidade de (ii) padronizar a atuação dos municípios aptos ao licenciamento ambiental no que se refere aos procedimentos e sistemas na análise e emissão de ASVs. Hoje, cada município efetua o licenciamento de impacto local com uso de procedimentos e sistemas próprios, o que prejudica a transparência dos processos e inviabiliza o intercâmbio de informações e mesmo o monitoramento das áreas legalmente desmatadas. É fundamental uma padronização dos procedimentos, bem como a utilização de um sistema informatizado único na emissão das ASVs municipais, inclusive integrado ao Sistema Nacional de Controle da Origem dos Produtos Florestais (SINAFLO²), de modo a viabilizar o livre fluxo de informações entre os órgãos ambientais das esferas municipal, estadual e federal. Pode-se pensar ainda no incentivo a outras ações que estão à cargo da municipalidade, tais como a elaboração de planos

¹ Lançado em 2007, o Programa Município VerdeAzul (PMVA) da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística (SEMIL) visa estimular e auxiliar as Prefeituras paulistas na elaboração e execução de suas políticas públicas estratégicas para o desenvolvimento sustentável no estado de São Paulo, com foco na descentralização e na valorização da agenda ambiental local.

² O Sistema Nacional de Controle da Origem dos Produtos Florestais (Sinaflor) integra o controle da origem da madeira, do carvão e de outros produtos ou subprodutos florestais, sob coordenação, fiscalização e regulamentação do Ibama. O Sinaflor foi instituído pela Instrução Normativa nº 21, de 24 de dezembro de 2014, em observância dos arts. 35 e 36 da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. As atividades florestais, empreendimentos de base florestal e processos correlatos sujeitos ao controle por parte dos órgãos do Sistema Nacional do Meio Ambiente (Sisnama) serão efetuadas por meio do Sinaflor, ou por sistemas estaduais e federais nele integrados.

municipais de Mata Atlântica e Cerrado, e a formação de equipes ambientais para fiscalização da supressão ilegal no âmbito das guardas municipais e metropolitanas.

Entende-se por fim que a relação existente entre estágio de regeneração da vegetação nativa objeto da ASV e os atributos da paisagem de entorno, conforme demonstrado no terceiro capítulo desta tese, pode ser explorada de modo mais aprofundado em estudos posteriores, inclusive com potencial para estimar o estágio de regeneração das manchas com base nas características da paisagem de entorno. Trabalhos nesta direção podem, futuramente, resultar em um mapeamento dos estágios de regeneração das manchas de vegetação nativa no território paulista, o que abre perspectivas de modelar a aplicação da legislação de proteção dos remanescentes em uma abordagem espacialmente explícita.