

**O LICENCIAMENTO AMBIENTAL E A RECUPERAÇÃO DA
MATA ATLÂNTICA EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO
PERMANENTE DE CURSOS D'ÁGUA NA BAIXADA
SANTISTA**

FERNANDA AUGUSTO MOSCHETTO

SÃO VICENTE, SP

2022

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP

“Júlio de Mesquita Filho”

**INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS
CAMPUS DO LITORAL PAULISTA**

**O LICENCIAMENTO AMBIENTAL E A RECUPERAÇÃO DA
MATA ATLÂNTICA EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO
PERMANENTE DE CURSOS D'ÁGUA NA BAIXADA
SANTISTA**

FERNANDA AUGUSTO MOSCHETTO

ORIENTADORA: DRA. DÉBORA MARTINS DE FREITAS

Tese apresentada ao Instituto de Biociências,
Campus do Litoral Paulista, UNESP, para obtenção
do título de Doutora no Programa de Pós-Graduação
em Biodiversidade de Ambientes Costeiros.

SÃO VICENTE, SP

2022

M8951 Moschetto, Fernanda Augusto
O Licenciamento Ambiental e a Recuperação da Mata Atlântica em
Áreas de Preservação Permanente de Cursos d'água na Baixada
Santista / Fernanda Augusto Moschetto. -- São Vicente, 2022
124 p. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Instituto de Biociências, São Vicente
Orientadora: Débora Martins De Freitas

1. Biodiversidade. 2. Recuperação Florestal. 3. Plantio de mudas. 4.
Sucessão Ecológica. 5. Restauração Ecológica. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de
Biociências, São Vicente. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela bolsa de estudo concedida; à professora Dra. Débora Martins De Freitas por ter aceitado me orientar neste estudo, por sua paciência e dedicação; agradeço ao biólogo, especialista e companheiro de vida Iraê Souza Bueno de Almeida, pela valiosa ajuda na identificação das espécies; ao professor Dr. Odair José Garcia de Almeida, do Laboratório de Morfologia Vegetal da Unesp/CLP, que me auxiliou na concepção do estudo em conjunto com o professor Dr. Reinaldo Garcia; ao professor Dr. Milton Lima Neto, do Laboratório de Fisiologia Vegetal da Unesp/CLP, pelo incentivo; ao professor Dr. Paulo Sampaio, do Herbário da Universidade Santa Cecília – Unisanta, pelo auxílio na identificação das espécies utilizadas nas recuperações florestais; à professora Dra. Mara Magenta da Unisanta e ao Dr. Renato Crouzeilles, por contribuírem com nossos artigos; ao professor Dr. Renan Ribeiro da Unisanta e aos colegas Dra. Francisca Rocha de Souza Pereira, Me. Monique Maia e David França, do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – Inpe, que me auxiliaram muito nas análises de sensoriamento remoto.

SUMÁRIO

ABSTRACT	7
APRESENTAÇÃO	9
OBJETIVO GERAL.....	13
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	15
CAPÍTULO 1. COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DE CURSOS D'ÁGUA RECUPERADAS ATRAVÉS DO PLANTIO DE MUDAS	20
Resumo	20
1. Introdução.....	21
2. Materiais e Métodos	23
2.1 Área de Estudo	23
2.2 Coleta e Análise de Dados.....	24
3. Resultados	29
3.1 Análise dos Processos de Licenciamento Ambiental.....	29
3.2 Composição Florística das APPs.....	32
3.3 Estrutura Florestal das APPs.....	38
4. Discussão.....	46
5. Conclusões.....	51
6. Referências Bibliográficas	52
CAPÍTULO 2. ENVIRONMENTAL POLICY COMPLIANCE AND RESTORATION OF RIPARIAN ATLANTIC FOREST AREAS ON THE BRAZILIAN SOUTHEASTERN COAST.....	71
Abstract	71
1. Introduction	71
2. Methods	73
3. Results	76
4. Discussion	80
5. Conclusions	82
Acknowledgments	83
Author Contributions Statement.....	83
References	83

CAPÍTULO 3. A COMPENSAÇÃO AMBIENTAL PARA MITIGAÇÃO DA SUPRESSÃO DE VEGETAÇÃO EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE - APPS	88
Resumo.....	88
1. Introdução.....	88
2. Materiais e Métodos	90
3. Resultados	91
4. Discussão.....	94
4.1 Fatores que contribuem para a compensação ambiental	94
4.2 Averbação de Áreas de Preservação Permanente.....	94
4.3 Equivalência Ecológica.....	96
5. Considerações Finais.....	97
6. Referências Bibliográficas	97
CAPÍTULO 4. VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA COBERTURA VEGETAL NA REGIÃO DA BAIXADA SANTISTA, SP	102
Resumo.....	102
1. Introdução.....	103
2. Materiais e Métodos	104
2.1 Área de Estudo.....	104
2.2 Análises de Sensoriamento Remoto.....	105
3. Resultados	107
4. Discussão.....	110
5. Conclusões.....	114
6. Referências Bibliográficas	114
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	119
APÊNDICE 1 - POLICY BRIEF	121
APÊNDICE 2 - POLICY BRIEF	123
APÊNDICE 3 - INFORMATION BRIEF.....	124

ABSTRACT

This study shows how forest restoration are conducted by private entrepreneurs in riparian areas in the Baixada Santista watershed, on the central coast of the state of São Paulo (southeastern Brazil). This region has one of the highest levels of vegetation cover in the Atlantic Forest and immersed in one of the largest centers of endemism in this hotspot. However, is susceptible to urban and industrial expansion that degraded several rivers and streams. Restored riparian areas in the region were identified through consultation of environmental licensing processes at the environmental agencies and restoration projects were analyzed to identify species planted by landowners in these areas. Consequently, field visits were carried out in riparian areas restored through seedling planting to analyze the floristic composition and the compliance with the legislation that guide forest restoration in the state of São Paulo. The riparian areas not recovered due to environmental compensation were also identified to discuss the possibility of vegetation cover loss as a result of this process. Furthermore, remote sensing was performed to evaluate the vegetation cover loss over the years in the study region. Results should contribute with decision makers to an effective restoration, to licensing procedures in compliance with legislation and to conservation of Atlantic Forest biodiversity.

Keywords: Atlantic Forest, biodiversity, environmental licensing, restoration, riparian forests, legislation.

RESUMO

O presente estudo apresenta informações a respeito de como as ações de recuperação florestal são conduzidas por indústrias e empreendimentos privados em Áreas de Preservação Permanente – APPs de cursos d’água na região da Baixada Santista, litoral do estado de São Paulo. A Baixada Santista apresenta um dos maiores índices de cobertura da Mata Atlântica do estado e está inserida em um dos maiores centros de endemismo desse *hotspot*. Ao mesmo tempo, está suscetível à expansão urbana devido principalmente ao seu polo industrial e à presença do Porto de Santos, fato que ocasionou a degradação de rios e córregos por empresas na região. Para o desenvolvimento da pesquisa, processos de licenciamento foram consultados nas agências da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – Cetesb visando à identificação das APPs de cursos d’água impactadas na Baixada Santista e que foram recuperadas através do plantio de mudas. Dentre os processos, destacam-se autorizações emitidas pela Cetesb para supressão e demais intervenções nas margens dos recursos hídricos, Termos de Compromisso de Recuperação Ambiental - TCRA, projetos de recuperação florestal elaborados pelos empreendedores, Autos de Infração Ambiental etc. Através de visitas de campo, as espécies plantadas nas APPs foram identificadas para avaliação da efetividade das ações de recuperação florestal e para a análise das incoerências constantes nos projetos apresentados pelos empreendimentos à Cetesb. Posteriormente, foi avaliado o cumprimento às resoluções vigentes que orientam as ações de recuperação no estado de São Paulo. Buscou-se também avaliar se alguma APP de curso d’água na região deixou de ser recuperada através da conservação ex situ ocasionada pela compensação ambiental. Análises de sensoriamento remoto foram realizadas de modo complementar para identificação da perda de cobertura vegetal na região de estudo ao longo dos anos. Os dados apresentados podem contribuir para a tomada de decisões sobre o procedimento licenciamento ambiental, para ações efetivas de recuperação florestal em áreas de Mata Atlântica e para a recuperação e conservação da biodiversidade desse *hotspot*.

Palavras-chaves: biodiversidade, compensação ambiental, conservação, legislação ambiental, recuperação florestal.

APRESENTAÇÃO

As faixas marginais dos cursos d'água naturais são consideradas no Brasil como Áreas de Preservação Permanente – APPs pela Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012 (redação alterada pela Lei nº 12.727/2012 e pela Lei nº 13.887/2019), que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa no país e revoga o Código Florestal instituído pela Lei nº 4.771/1965 (Brasil, 2012). Essas áreas são fundamentais para o equilíbrio ecológico e possuem a função de preservar os recursos hídricos através da presença de vegetação que atua como filtro ou como “sistema tampão” (Tundisi & Tundisi, 2008).

A vegetação presente nas APPs de cursos d'água é fundamental na formação de corredores ecológicos e contribui para a dispersão vegetal ao longo da paisagem e para o movimento da fauna (Lima & Zakia, 2004). Muitas vezes, a extensão dessa vegetação ultrapassa os limites territoriais de propriedades e municípios e facilita a conectividade entre fragmentos florestais (Silveira et al., 2008). Além de contribuir para a conservação da biodiversidade, as faixas marginais dos cursos d'água cobertas por vegetação desempenham diversos serviços ecossistêmicos, como contribuição para a redução da erosão e do assoreamento de rios (Ritchie & Mcarty, 2003); retenção de nutrientes e contaminantes liberados pelos ecossistemas terrestres (Lima & Zakia, 2004; Zakia et al. 2006); e controle da temperatura da água através do sombreamento que proporcionam (Lima, 2003).

A Lei Federal nº 4.771/1965 (Código Florestal do Brasil) foi a primeira a estabelecer que as florestas e demais formas de vegetação presentes ao longo de cursos d'água são consideradas como de preservação permanente com base na largura dos córregos e rios (Brasil, 1965). Posteriormente, o artigo da lei que definia essas formações florestais como áreas protegidas foi revogado pela Lei Federal nº 7.511/1986 (Brasil, 1986) e, consecutivamente, pela Lei Federal nº 7.803/1989 (Brasil, 1989). A partir desta última, foram consideradas como de preservação permanente as florestas e demais formas de vegetação natural situadas ao longo dos rios ou de outro qualquer curso d'água em faixa marginal de:

- "a) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;*
- b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;*
- c) 100 (cem) metros, para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;*

d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;

e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros" (Brasil, 1989).

Com a revogação do Código Florestal através do sancionamento da Lei Federal nº 12.651/2012, as faixas marginais dos cursos d'água naturais previstas na Lei nº 7.803/1989, perenes ou intermitentes, são atualmente consideradas como de preservação permanente independentemente da presença de vegetação. Em casos de intervenções e desmatamentos nessas APPs, a recuperação vegetal deve ser obrigatoriamente realizada em consonância com a Lei Federal nº 12.651/2012 para mitigar a degradação ambiental (Brasil, 2012).

A recuperação da vegetação corresponde à reintrodução intencional de espécies vegetais nativas que foram eliminadas de um ambiente degradado visando iniciar ou acelerar a recuperação da integridade desse ecossistema (SER, 2004). A execução dessa medida possui como objetivo o retorno dos processos ecológicos que contribuem para a formação da comunidade vegetal (Isernhagen et al., 2009) e para a recuperação das interações fundamentais para o funcionamento do ecossistema (Menz et al., 2010). Assim, a cobertura florestal recuperada no ecossistema pode se autossustentar e apresentar elevada estabilidade diante de perturbações ambientais, além de interagir com ecossistemas contíguos através de fluxos bióticos e abióticos (SER, 2004). Além do mais, esse processo pode contribuir para o restabelecimento de corredores ecológicos, além de estabelecer redes de "trampolins", ou seja, manchas florestais existentes ou recuperadas que atuam como estações transmissoras para melhorar a conectividade em múltiplas escalas espaciais, permitindo, assim, níveis mais elevados de fluxos biológicos (Brancalion et al., 2013).

O Brasil é um dos poucos países onde existem políticas públicas e legislações ambientais destinadas a orientar a recuperação de áreas degradadas (Aronson et al., 2017). O estado de São Paulo foi um dos primeiros no país a publicar atos normativos que visam orientar a recuperação florestal e a restauração ecológica através da proposição de métodos e número de espécies a serem plantadas de acordo com o ecossistema a ser recuperado (São Paulo, 2001; 2008; 2014). De modo a orientar e promover o reflorestamento de áreas degradadas, principalmente em áreas ripárias, foi publicada no estado de São Paulo a Resolução SMA nº 21/2001, que orientava o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas (São Paulo, 2001). Posteriormente, a Resolução SMA nº 21/2001 foi complementada pela Resolução SMA nº 47/2003, que publicou a listagem de espécies arbóreas indicadas para a recuperação no estado

de São Paulo (São Paulo, 2003). Em 2006, a Resolução SMA n° 58/2006 foi publicada pela Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo com o objetivo de fixar a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e revogar as Resoluções SMA n° 21/2001 e n° 47/2003 (São Paulo, 2006). A Resolução SMA n° 08/2008 foi publicada no ano de 2008 para orientar o reflorestamento de áreas degradadas em zonas rurais ou urbanas, originalmente ocupadas por ambientes savânicos (Cerrado) e/ou Florestas Ombrófilas da Mata Atlântica (São Paulo, 2008).

No ano de 2014 foi publicada a Resolução n° 32, que revogou a Resolução SMA n° 08/2008 e atualmente estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre a restauração ecológica no estado de São Paulo. A partir dessa resolução, os projetos devem ser cadastrados na plataforma online do Sistema de Apoio à Restauração Ecológica – SARE (São Paulo, 2014). É válido ressaltar que o emprego do termo restauração, no entanto, pode não ser o ideal em ambientes extremamente degradados onde o retorno de sua condição original é impossibilitado (Durigan et al., 2010; Brancalion et al., 2010). Visando ao monitoramento das áreas destinadas à recuperação, foi publicada a Portaria CBRN n° 01/2015 que estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica e indicadores ecológicos a serem monitorados periodicamente nas áreas de recuperação, sendo eles a) cobertura do solo com vegetação nativa, b) densidade de indivíduos nativos regenerantes e c) número de espécies nativas regenerantes. De modo auxiliar na restauração de áreas degradadas, o Instituto de Botânica de São Paulo publicou a Lista de Espécies Indicadas para Restauração Ecológica para Diversas Regiões do Estado de São Paulo, indicando diversas espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas nativas para cada bioma, ecossistema e região, além das classes sucessionais e síndromes de dispersão (Barbosa et al., 2017).

Para incentivar a recuperação de APPs no país e de demais áreas de uso restrito, foi publicado no ano de 2017 o Decreto Federal n° 8.972, que institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – Proveg (Brasil, 2017). Posteriormente, alguns instrumentos foram criados pelos governos de Estado que visam orientar as ações de recuperação florestal. Podem ser citados, como exemplos, o Guia Técnico para a Recuperação da Vegetação em Imóveis Rurais do Estado da Bahia (Bahia, 2017); a Resolução n° 143, de 14 de junho de 2017, que estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre a elaboração, execução e monitoramento de projetos de restauração florestal no estado do Rio de Janeiro (Rio de Janeiro, 2017); e o Decreto n° 47.749, de 11 de novembro de 2019, que dispõe sobre os processos de autorização para intervenção ambiental e sobre a produção florestal no âmbito do Estado de Minas Gerais e dá outras providências (Minas Gerais, 2019).

Com todos esses instrumentos legais, há diversos estudos publicados a respeito da recuperação de Florestas Estacionais Semidecíduais em áreas rurais no Brasil devido à expansão agrícola (p. ex. Metzger, 2002; Brancalion & Rodrigues, 2010; Suganuma & Durigan, 2015; Brancalion et al., 2016; Durigan et al., 2016). Destaca-se, ainda, o Projeto de Recuperação de Matas Ciliares – PRMC desenvolvido entre os anos de 2005 e 2011 pela Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo em áreas agrícolas e de pastagens nas bacias hidrográficas Aguapeí, Mogi Guaçu, Piracicaba/Capivari/Jundiaí e Tietê/Jacaré (São Paulo, 2004). Contudo, são escassos os estudos desenvolvidos sobre a recuperação da Floresta Ombrófila Densa (Mata Atlântica) que ocorre na região costeira e nas escarpas da Serra do Mar (Joly et al., 2012). No litoral do Brasil, são mais conhecidos os estudos elaborados com a recuperação de restingas (por exemplo, Zamith & Scarano, 2006) e de manguezais (por exemplo, Menghini et al., 2018).

A Baixada Santista, localizada no litoral sudeste do Brasil, está inserida em um dos maiores centros de endemismo da Mata Atlântica (Tabarelli & Mantovani, 1999) e corresponde a uma das regiões com maior índice de cobertura vegetal no estado de São Paulo (São Paulo, 2017). Com área de drenagem de 2.818 km², a Baixada Santista apresenta 60% de demanda para abastecimento público e 33,5% para abastecimento industrial (CBH-BS, 2021). Ao mesmo tempo, está intensamente suscetível à expansão de indústrias e demais empreendimentos devido à presença de polo petroquímico e do Porto de Santos (Oscar-Júnior et al., 2019). Grande parte das APPs nessa região está sujeita à degradação devido à canalização de rios e córregos por empresas, fato que exige maior fiscalização sobre a expansão dessas atividades em APPs (Cunha & Oliveira, 2015). Com base nessas questões, a hipótese que subsidiou a realização desta pesquisa é que as ações de recuperação florestal das APPs de cursos d'água na Baixada Santista tem sido realizadas sem considerar os preceitos e as exigências dos instrumentos legais em vigor. A região corresponde a uma das áreas de vegetação mais preservadas do litoral do estado de São Paulo e está sujeita à intensa degradação ambiental, mas que, no entanto, carece de informações sobre como as ações de recuperação florestal são conduzidas.

Os resultados obtidos nesta pesquisa podem contribuir para ações efetivas de recuperação florestal em áreas de Mata Atlântica e para a recuperação de sua biodiversidade, pois informações a respeito das perturbações existentes na vegetação nativa e estimativa da cobertura vegetal são fundamentais para a elaboração de projetos e implementação de medidas de conservação. Podem, portanto, subsidiar a avaliação de políticas públicas na melhoria de práticas de recuperação e restauração com base no conhecimento científico.

OBJETIVO GERAL

O objetivo principal desta pesquisa é avaliar se as ações de recuperação florestal são conduzidas nas APPs de cursos d'água em consonância com a legislação vigente na Bacia Hidrográfica da Baixada Santista, São Paulo, litoral sudeste do Brasil.

Objetivos Específicos:

1. Descrever a composição florística e estrutural das APPs recuperadas através do plantio de mudas;
2. Avaliar nos plantios o atendimento às orientações constantes nas resoluções publicadas no estado de São Paulo;
3. Identificar a existência de APPs de cursos d'água impactadas, porém não recuperadas devido à realização da compensação ambiental;
4. Analisar a variação espaço-temporal da cobertura vegetal nas sub-bacias hidrográficas que compõem a Baixada Santista de modo a caracterizar o estado de conservação da Mata Atlântica na região.

O Capítulo 1 apresenta a composição florística e estrutural das APPs de cursos d'água identificadas na Baixada Santista que foram objetos de supressão e posterior plantio de mudas visando à recuperação florestal.

No Capítulo 2 foi avaliada se as ações de recuperação florestal dessas APPs foram realizadas em consonância com os atos normativos vigentes no estado de São Paulo.

No Capítulo 3 são analisadas as compensações ambientais realizadas mediante a conservação ex situ de fragmentos florestais ao invés da execução da recuperação florestal nas APPs de cursos d'água degradadas.

No Capítulo 4 são apresentadas as análises sobre o uso e a cobertura do solo das sub-bacias hidrográficas da Baixada Santista que a apresentam maior ocupação industrial na região, sendo realizada a classificação supervisionada de imagens do satélite Landsat 5, 7 e 8 para o cálculo da perda da cobertura vegetal ao longo dos últimos 30 anos na região.

A seguir é apresentado o quadro resumo sobre a estruturação da tese e de seus respectivos capítulos.

CAPÍTULO 1

**COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES E
ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO EM
ÁREAS DE PRESERVAÇÃO
PERMANENTE DE CURSOS
D'ÁGUA RECUPERADAS ATRAVÉS
DO PLANTIO DE MUDAS**

Consulta de processos na Cetesb para identificação das APPs impactadas por indústrias e empreendimentos

Identificação das APPs recuperadas através do plantio de mudas de espécies nativas

Estudo sobre a composição florística e estrutural da vegetação nas APPs recuperadas

CAPÍTULO 2

**ENVIRONMENTAL POLICY
COMPLIANCE AND RESTORATION
OF RIPARIAN ATLANTIC FOREST
AREAS ON THE BRAZILIAN
SOUTHEASTERN COAST**

Avaliação das ações de recuperação florestal quanto ao cumprimento à revogada Resolução SMA nº 08/2008 (vigente durante a execução da maioria dos plantios) e à Resolução SMA nº 32/2014, que orienta atualmente a restauração no estado de São Paulo.

CAPÍTULO 3

**A COMPENSAÇÃO AMBIENTAL
PARA MITIGAÇÃO DA SUPRESSÃO
DE VEGETAÇÃO EM ÁREAS DE
PRESERVAÇÃO PERMANENTE –
APPS**

Identificação das APPs que não foram recuperadas devido à realização de compensação ambiental através da consulta de processos na Cetesb. Identificação das áreas utilizadas para compensação e discussões sobre os fatores que contribuem para esse processo, sobre a averbação de áreas protegidas e a equivalência ecológica.

CAPÍTULO 4

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA
COBERTURA VEGETAL NA REGIÃO
DA BAIXADA SANTISTA, SP**

Análise da perda de cobertura vegetal na região da Baixada Santista ao longo dos últimos 30 anos através do sensoriamento remoto e de classificações supervisionadas de imagens de satélite Landsat 5, 7 e 8 (Collection 1 – Level 2). Identificação das principais áreas onde ocorrem a perda de vegetação.

Estruturação da tese de doutorado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aronson, M. J.; Lepczyk, C. A.; Karl, L. E.; Goddard, M. A.; Susannah B. L.; MacIvor, J. S.; Nilon, C. H.; Vargo, T. 2017. Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4). <https://doi.org/10.1002/fee.1480>.

Bahia. 2017. Secretaria do Meio Ambiente Guia técnico para a recuperação de vegetação em imóveis rurais no Estado da Bahia / Secretaria do Meio Ambiente – Salvador: SEMA, 82 p.

Barbosa, L. M.; Shirasuna, R. T.; Lima, F. C. de; Ortiz, P. R. T. 2017. Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo. *Anais do VI Simpósio de Restauração Ecológica*, Luiz Mauro Barbosa - São Paulo: Instituto de Botânica, 436 p.

Brancalion, P. H. S.; Garcia, C. L.; Loyola, R.; Rodrigues, R. R.; Pillar, V. D.; Lewinsohn, T. M. 2016. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. *Natureza & Conservação*, 14:1, 1-5. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.003>.

Brancalion, P. H. S.; Melo, F. P. L.; Tabarelli, M.; Rodrigues, R. R. 2013. Restoration Reserves as Biodiversity Safeguards in HumanModified Landscapes. *Natureza & Conservação*, 11(2): 186-190. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.029>.

Brancalion, P. H. S.; Rodrigues, R. R.; Gandolfi, S.; Kageyama, P. Y.; Nave, A. G.; Gandara, F. B.; Barbosa, L. M.; Tabarelli, M. 2010. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. *Revista Árvore*, 34(3). <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000300010>.

Brancalion, P.H.S.; Rodrigues, R.R. 2010. Implicações do cumprimento do Código Florestal vigente na redução de áreas agrícolas: um estudo de caso da produção canavieira no Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 10: 63-66. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000400009>.

Brasil. 2006. Conselho Nacional de Meio Ambiente – Conama. Resolução Conama nº 369, de 28 de março de 2006. Dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação Permanente-APP. *Diário Oficial da União, Poder Executivo*, 29 mar. 2006. Seção 1, p. 150151.

Brasil. 2017. Decreto Federal nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – Proveg. *Diário Oficial da União, Poder Executivo*, 24 jan. 2017. Seção 1, p. 7.

Brasil. 1965. Lei Federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Revogada pela Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. *Diário Oficial da União, Poder Executivo*, 16 nov. 1965. Seção 1, nº 177, p. 9.529.

Brasil. 1986. Lei Federal nº 7.511, de 07 de julho de 1986. Altera dispositivos da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o novo Código Florestal. Revogada pela Lei Federal nº

7.803, de 18 de julho de 1989. Diário Oficial da União, Poder Executivo, 08 jul. 1986. Seção 1, p. 10049, col. 1.

Brasil. 1989. Lei Federal nº 7.803, de 18 de julho de 1989. Altera a redação da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e revoga as Leis nº 6.535, de 15 de junho de 1978, e 7.511, de 7 de julho de 1986. Diário Oficial da União, Poder Executivo, 20 jul. 1989. Seção 1, p. 12025.

Brasil. 2012. Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 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 nº 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, Poder Executivo, 28 mai. 2012. p. 1.

Brasil. 2012. Lei Federal nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 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; e revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Diário Oficial da União, Poder Executivo, 18 out. 2012, Seção I, p. 1.

Brasil. 2019. Lei Federal nº 13.887, de 17 de outubro de 2019. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. Diário Oficial da União, Poder Executivo, 18 out. 2019, Seção I, p. 4.

Brasil. 2021. Lei Federal nº 14.285, de 29 de dezembro de 2021. Altera as Leis nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, 11.952, de 25 de junho de 2009, que dispõe sobre regularização fundiária em terras da União, e 6.766, de 19 de dezembro de 1979, que dispõe sobre o parcelamento do solo urbano, para dispor sobre as áreas de preservação permanente no entorno de cursos d'água em áreas urbanas consolidadas. Diário Oficial da União, Poder Executivo, 30 dez. 2021, Seção I.

Cunha, C. M. L. da; Oliveira, R. C. de. 2015. Baixada Santista: uma contribuição à análise geoambiental [online]. São Paulo: Editora UNESP, p. 35-60. <https://doi.org/10.7476/9788568334553>.

Durigan, G.; Engel, V. L.; Torezan, J. M.; Melo, A. C. G. DE; Marques, M. C. M.; Martins, S. V.; Reis, A.; Scarano, F. R. 2010. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? Revista Árvore, 34(3): 471-485. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000300011>.

Durigan, D.; Sukanuma, M. S.; de Melo, A. C. G. 2016. Valores esperados para atributos de florestas ripárias em restauração em diferentes idades. Scientia Forestalis, 44(10): 463-474. <https://doi.org/10.18671/scifor.v44n110.19>.

Isernhagen, I.; Brancalion, P. H. S.; Rodrigues, R. R. 2014. Adubação verde na restauração florestal. In: Lima Filho, O. F.; Ambrosano, E. J.; Rossi, F.; Carlos, J. A. D. Adubação verde e plantas de cobertura no Brasil: fundamentos e práticas. Brasília: Embrapa, v. 2, p. 269-288.

Isernhagen, I.; Brancalion, P. H. S.; Rodrigues, R. R.; Nave, A. G.; Gandolfi, S. 2009. Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal. In: Rodrigues, R. R.; Brancalion, P. H. S.; Isernhagen, I. (Orgs.). Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. LERF/ESALQ-Instituto BioAtlântica, São Paulo.

Joly et al. 2012. Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. *Biota Neotropica*, 12(1). <https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000100012>.

Lima, W. P. 2003. Relações hidrológicas em matas ciliares. In: Henry, R. (Org.). *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. São Carlos: Rima, p. 293-300.

Lima, W. P.; Zakia, M. J. B. 2004. Hidrologia de matas Ciliares. In: Rodrigues, R. R.; Leitão-Filho, H. F. (eds.). *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo: Edusp: Fapesp, p. 33-44.

Menghini, R. P.; Rovai, A. S.; Almeida, R. de; Júnior, C. C.; Schaeffer-Novelli, Y. 2018. Restauração Ecológica de Manguezais. In: *Atlas dos Manguezais do Brasil*. Ministério do Meio Ambiente – MMA, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, Brasília, pp. 97-104.

Menz, M. H. M.; Phillips, R. D.; Winfree, R.; Kremen, C.; Johnson, S. D.; Dixon, K. W. 2010. Reconnecting plants and pollinators: challenges in the restoration of pollination mutualisms. *Trends in plants science*, 16(1): 4-12. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2010.09.006>.

Metzger, J.P. 2002. Bases biológicas para a Reserva Legal. *Ciência Hoje*, 31(183).

Minas Gerais. Decreto nº 47.749, de 11 de novembro de 2019. Dispõe sobre os processos de autorização para intervenção ambiental e sobre a produção florestal no âmbito do Estado de Minas Gerais e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado*, 11 nov. 2019. Seção 1.

Oscar-Júnior, A. C. da S., Oliveira Santos, B. B.; Hosokawa, E. K., de Araújo, P. P., Carriço, J. M. 2019. Land Use Change Dynamics in the Metropolitan Region of Baixada Santista MRBS (SP): Between Development and Environmental Impacts. In: Nunes, L. H.; Greco, R.; Marengo, J. A. *Climate Change in Santos Brazil: Projections, Impacts and Adaptation Options*. Springer, 310 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-96535-2>.

Rio de Janeiro. Instituto Estadual de Meio Ambiente. Resolução Inea nº 143, de 14 de junho de 2017. Institui o Sistema Estadual de Monitoramento e Avaliação da Restauração Florestal (Semar) e estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre elaboração, execução e monitoramento de projetos de restauração florestal no estado do Rio de Janeiro. *Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro*, 12 jul. 2017. Seção 1, p. 38-39.

Ritchie, J. C., Mcarty, G. W. 2003. Cesium and soil in a small agricultural watershed. *Soil e Tillage Research*, 69 (1): 45-51.

São Paulo. 2015. Secretaria de Meio Ambiente. Portaria CBRN nº 01, de 17 de janeiro de 2015. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica, considerando

o disposto no § 2º do artigo 16 da Resolução SMA 32, de 03 de abril de 2014. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 17 jan. 2015. Seção 1, p. 45-46.

São Paulo. 2004. Secretaria de Meio Ambiente. Projeto de Recuperação de Matas Ciliares – PRMC. Disponível em: <<https://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Default.aspx?idPagina=6373>> (acesso em agosto de 2020).

São Paulo. 2001. Secretaria do Estado de Meio Ambiente. Resolução SMA nº 21, de 21 de novembro de 2001. Fixa orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 23 nov. 2001, n. 221, v. 111.

São Paulo. 2003. Secretaria do Estado de Meio Ambiente. Resolução SMA nº 47, de 26 de novembro de 2003. Altera e amplia a Resolução SMA nº 21, de 21/11/2001; Fixa orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 27 nov. 2003.

São Paulo. 2006. Secretaria do Estado de Meio Ambiente. Resolução SMA nº 58, de 29 de dezembro de 2006. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 30 dez. 2006, n. 116, v. 247, p. 107.

São Paulo. 2008. Secretaria do Estado de Meio Ambiente. Resolução SMA nº 08, de 31 de janeiro de 2008. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 31 fev. 2008. Seção 1, p. 31.

São Paulo. 2014. Secretaria do Estado de Meio Ambiente. 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 de São Paulo, São Paulo, 05 abr. 2014. Seção 1, p. 36-37.

SER. 2004. Society for Ecological Restoration International Science e Policy Working Group. The SER International Primer on Ecological Restoration (available from <http://www.ser.org>). Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona.

Silveira, C. J. A.; Coelho, A. N.; Rocha, M. G. B. 2008. Nota Técnica para o programa de Fomento Ambiental. IEF (Instituto Estadual de Florestas). Disponível em: <http://www.ief.mg.gov.br/images/stories/notatecnica/nota_tecnica_fomento_ambiental%5B1%5D.pdf> (acesso em agosto de 2020).

Suganuma, M. S.; Durigan, G. 2015. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology*, 23(3): 238-251. <https://doi.org/10.1111/rec.12168>.

Tabarelli, M.; Mantovani, W. 1999. A Regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 59 (2): 239-250. <https://doi.org/10.1590/S0034-71081999000200008>.

Tundisi, J. G.; Tundisi, T. M. 2008. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 631 p.

Zakia, M. J. B.; Righetto, A. M.; Lima, W. P. 2006. Delimitação da zona ripária em uma microbacia. In: Lima, W.P.; Zakia, M.J.B. (Org.). As florestas plantadas e a água: implementando o conceito de bacia hidrográfica como unidade de planejamento. São Carlos: RIMA, p. 89-106.

Zamith, L.R., Scarano, F.R. 2006. Restoration of a Restinga sandy coastal plain in Brazil: survival and growth of planted woody species. *Restoration Ecology*, 14: 87–94.

CAPÍTULO 1. COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES E ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DE CURSOS D'ÁGUA RECUPERADAS ATRAVÉS DO PLANTIO DE MUDAS

Resumo

Estudos sobre a composição florística são fundamentais para a avaliação da eficácia das ações de recuperação florestal e para subsidiar a conservação de florestas tropicais. O plantio de espécies exóticas e de baixa riqueza de espécies em diversas margens de cursos d'água impactadas no Brasil motivou a análise da composição florística e estrutural de APPs de cursos d'água recuperadas por indústrias e empreendimentos privados na Bacia Hidrográfica da Baixada Santista. Essa bacia apresenta um dos maiores níveis de cobertura da Mata Atlântica e está inserida em um dos maiores centros de endemismo desse *hotspot*. No entanto, a expansão urbana e industrial na região ocasionou a degradação de diversos recursos hídricos. A identificação das APPs de cursos d'água recuperadas através do plantio de mudas ocorreu através de consultas de processos de licenciamento ambiental nas agências da Cetesb de Santos e Cubatão. Posteriormente, visitas de campo foram executadas nessas áreas para a identificação das espécies plantadas. Todas as espécies presentes nas linhas de plantio foram consideradas e tiveram sua circunferência na altura do peito (CAP – cm) e altura (m) mensuradas. No total, foram identificadas nas APPs 98 espécies de árvores distribuídas entre 31 famílias. O plantio de espécies exóticas e invasoras foi constatado, além do plantio de espécies típicas de biomas e formações distintas da área recuperada. A espécie arbórea mais abundante nas APPs é *Citharexylum myrianthum* e as espécies com maior dominância relativa são *Guarea guidonia* e *Talipariti pernambucense*, as quais formam florestas quase que homogêneas em algumas das áreas visitadas. A identificação e a proibição do plantio de espécies exóticas por parte do órgão ambiental são necessárias para conservação da Mata Atlântica e de sua biodiversidade. O plantio de espécies nativas da região e características da fitofisionomia a ser recuperada, associado ao plantio de proporções adequadas de diferentes espécies, pode contribuir para a efetividade da recuperação florestal.

Palavras-chave: biodiversidade, espécies exóticas, fitossociologia, licenciamento ambiental, Mata Atlântica, plantio de mudas.

1. Introdução

A maior parte dos remanescentes de florestas tropicais no planeta está ameaçada devido ao desmatamento e à fragmentação (Lewis et al., 2015), fato que torna necessária a execução de ações de recuperação florestal em mais de 140 milhões de hectares nos trópicos (Brancalion et al., 2019). Aproximadamente 12.000.000 ha de vegetação nativa precisam ser recuperados no Brasil (Soares-Filho et al., 2014) e mais de 1.000.000 ha devem ser recuperados somente em Áreas de Preservação Permanente – APPs de cursos d’água no estado de São Paulo (Rezende et al., 2018).

Para mitigar a degradação dessas APPs, a recuperação da cobertura vegetal nessas áreas legalmente protegidas deve ser executada em caso de desmatamentos e demais intervenções em cumprimento à Lei nº 12.651/2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa no país e revogou o antigo Código Florestal (Brasil, 2012). A recuperação florestal consiste na reintrodução intencional de espécies vegetais nativas que foram eliminadas de um ambiente degradado para iniciar ou acelerar a recuperação desse ecossistema (SER, 2004). Essa prática é essencial para minimizar a extinção de espécies nas florestas tropicais que abrigam mais da metade das espécies existentes no planeta (Lewis et al., 2015), aumentar a cobertura florestal e a conectividade funcional da paisagem (Banks-Leite et al., 2014), e subsidiar a conservação da biodiversidade em escala regional (Crouzeilles et al., 2016). Assim, podem ser recuperadas as interações essenciais para o funcionamento do ecossistema (por exemplo, polinização e dispersão de sementes) e dos processos ecológicos (Menz et al., 2010).

Mesmo com a necessidade de mitigar esse impacto ambiental, a recuperação florestal dessas áreas é realizada, muitas vezes, apenas quando aplicada alguma penalidade legal pelo seu uso indevido, ou nos casos de procedimentos de licenciamento ambiental (Brancalion et al., 2010). Embora as ações de recuperação florestal contribuam substancialmente para a conservação da biodiversidade e para o bem estar humano, muitos projetos de recuperação podem não apresentar resultados satisfatórios caso não sejam executados de forma adequada (Gann et al., 2019). Por esse motivo, a obtenção de informações sobre a cobertura vegetal de áreas recuperadas é essencial para avaliação do sucesso do esforço empregado visando ao retorno da cobertura vegetal (Campoe et al., 2010). A composição florística e estrutural da vegetação recuperada pode ser utilizada como indicadores para análise da efetividade da recuperação e da possibilidade de perpetuação da área avaliada (Belloto et al., 2009) através de parâmetros como frequência, densidade e riqueza de espécies (Ruiz-Jaen & Aide, 2005;

Campoe et al., 2014). Além disso, um ecossistema de referência pode servir como modelo para o planejamento ou avaliação de um projeto de recuperação (SER, 2004).

Na Baixada Santista, litoral sudeste do Brasil, não há informações quanto a composição e a estrutura da vegetação nas APPs de cursos recuperadas, sendo conhecidos na região apenas os estudos que abordam a recuperação de manguezais, como, por exemplo, os trabalhos desenvolvidos por Menghini (2008) e Menezes et al. (2005). Essa região apresenta um dos maiores índices de cobertura de Mata Atlântica do estado de São Paulo (São Paulo, 2020) e está intensamente suscetível à expansão industrial devido à presença de polo petroquímico e do Porto de Santos (Oscar-Júnior et al., 2019). Além do mais, diversas APPs na Baixada Santista estão suscetíveis à degradação devido à canalização de rios e córregos por indústrias e empreendimentos (Cunha & Oliveira, 2015). Deste modo, informações sobre a realização da recuperação florestal nas APPs de cursos d'água são necessárias como referência para a avaliação da efetividade dessa ação em áreas degradadas. Este capítulo teve como finalidade identificar as APPs de cursos d'água degradadas que foram objetos de recuperação florestal através do plantio de mudas, bem como caracterizar a cobertura vegetal dessas áreas protegidas. São objetivos específicos:

- a) Avaliar se as espécies propostas nos projetos de plantio de mudas apresentados por indústrias e empreendimentos privados ao órgão ambiental competente visando à recuperação das APPs de cursos d'água foram de fato plantadas nas áreas;
- b) Identificar e descrever a composição florística e estrutural das APPs recuperadas.

2. Materiais e Métodos

2.1 Área de Estudo

A região da Baixada Santista está localizada no litoral centro do estado de São Paulo, região sudeste do Brasil. Apresenta 2.422,76 km² de extensão e é composta pelos municípios de São Vicente, Praia Grande, Cubatão, Guarujá, Bertioga, Santos, Mongaguá, Itanhaém e Peruíbe (IBGE, 2009). Com área de drenagem correspondente a 2.818 km², a Baixada Santista está subdividida em 21 sub-bacias hidrográficas (CBH-BS, 2021).

Para a realização deste estudo, no entanto, a análise da recuperação florestal priorizou as APPs de cursos d'água objetos de recuperação florestal das sub-bacias hidrográficas Ilha de São Vicente, Rio Cabuçu, Rio Piaçabuçu, Rio Boturoca, Rio Cubatão, Rio Mogi, Rio Jurubatuba, Rio Quilombo e Ilha de Santo Amaro (**Figura 1**). Essas sub-bacias correspondem às áreas de maior ocupação residencial, industrial, comercial e de infraestrutura, como é o caso do Porto de Santos (Agem, 2013).

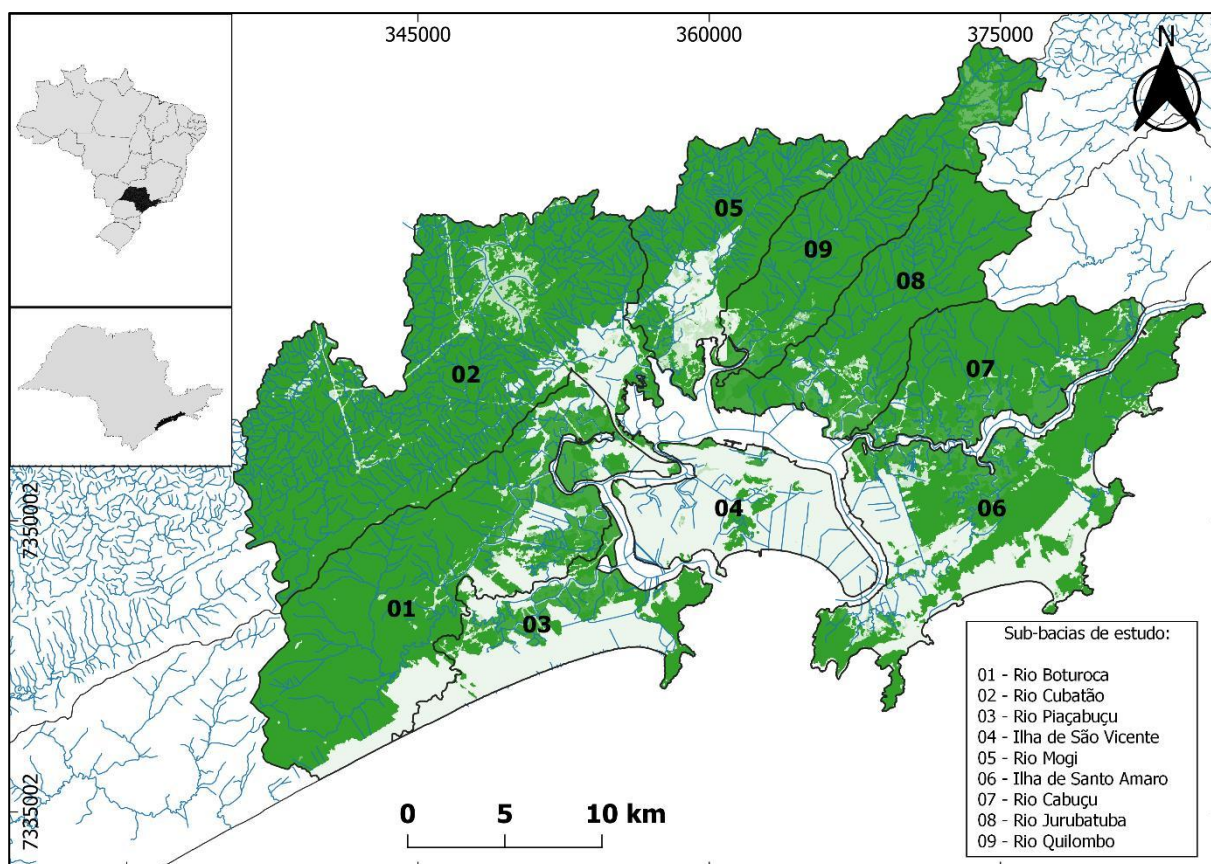


Figura 1. Delimitação das sub-bacias hidrográficas da Baixada Santista objetos de estudo. Sistema de coordenadas UTM, Sirgas 2000. A cobertura vegetal remanescente da Mata Atlântica está representada na cor verde e a drenagem da região na cor azul.

A Mata Atlântica corresponde a um dos maiores *hotspots* do mundo devido apresentar mais de 20.000 espécies de plantas vasculares (Mittermeier et al., 1999; Myers et al., 2000) e elevada diversidade associada a diversas interações inter e intra-específicas (Ribeiro et al., 2009). De acordo com o Inventário Florestal do Estado de São Paulo (2020), a região da Baixada Santista apresenta cobertura vegetal equivalente a 79,1% de sua área territorial formada pela Mata Atlântica, composta por Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, presente na planície costeira; Floresta Ombrófila Densa Submontana, ocupando as escarpas da Serra do Mar entre 50 e 500 m de altitude; Floresta Ombrófila Densa Montana, presente acima de 500 m de altitude; e Formação Arbórea/Arbustiva-Herbácea de Terrenos Marinheiros Lodosos, composta pelas vegetações de restinga e manguezais (São Paulo, 2020).

2.2 Coleta e Análise de Dados

Processos de licenciamento ambiental foram consultados presencialmente no período de 2018 a 2019 na Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – Cetesb (agências de Santos e Cubatão) para a identificação das APPs de cursos d'água impactadas por indústrias e empreendimentos na Baixada Santista. As consultas priorizaram identificar as intervenções consideradas pela Lei Federal nº 12.651/2012 como eventuais ou de baixo impacto ambiental, sem a observância das atividades destinadas à utilidade pública ou de interesse social (Brasil, 2012). Destaca-se que as consultas apresentaram como fundamento a Lei Federal nº 12.527, de 18 de novembro de 2011, que dispõe sobre os procedimentos a serem observados pela União, Estados, Distrito Federal e Municípios, de modo a garantir o acesso público a informações (Brasil, 2011).

Durante as consultas foram avaliados os projetos de recuperação florestal elaborados pelos empreendedores e previamente aprovados pela Cetesb para identificação das espécies propostas para o plantio de mudas nas APPs. Os relatórios técnicos de monitoramento dos plantios apresentados pelos empreendedores também foram analisados, além de pareceres técnicos da Cetesb, autorizações emitidas pela Cetesb aos empreendedores para a realização de intervenções nas APPs, Termos de Compromisso de Recuperação Ambiental - TCRAs e autos de infração nos casos de supressão/intervenção sem prévio licenciamento ambiental.

Destaca-se que as restrições de acesso impostas pela pandemia do Covid-19 dificultaram a consulta de maior número de processos devido à interrupção do atendimento presencial nas agências da Cetesb. Também houve dificuldade na consulta dos processos de supressão e/ou intervenção nas APPs devido ao tempo de espera para obtenção da autorização da Cetesb

quando solicitadas as referidas análises. Segundo a Lei de Acesso à Informação, o órgão público deve autorizar ou conceder o acesso imediato às informações disponíveis, ou então não ultrapassar prazo superior a 20 (vinte) dias no caso da impossibilidade de acesso imediato.

Após a identificação das APPs recuperadas, visitas de campo foram realizadas mediante prévia autorização dos proprietários nas áreas 6, 7, 9, 11, 12 e 13, situadas na sub-bacia hidrográfica Rio Mogi (município de Cubatão); nas áreas 16 e 17, localizadas na sub-bacia Rio Cubatão (município de Cubatão); na área 20, localizada na sub-bacia Ilha de São Vicente (município de Santos); e na área 21, localizada na sub-bacia Ilha de Santo Amaro (município de Guarujá) (total de 7,02 ha), todas cobertas originalmente por Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas. Ressalta-se que não foram obtidas autorizações para visitar as demais APPs impactadas e identificadas na Cetesb, o que correspondeu ao principal fator limitante para a realização desta pesquisa além da Covid-19. A **Figura 2** apresenta a localização das áreas recuperadas que foram visitadas.

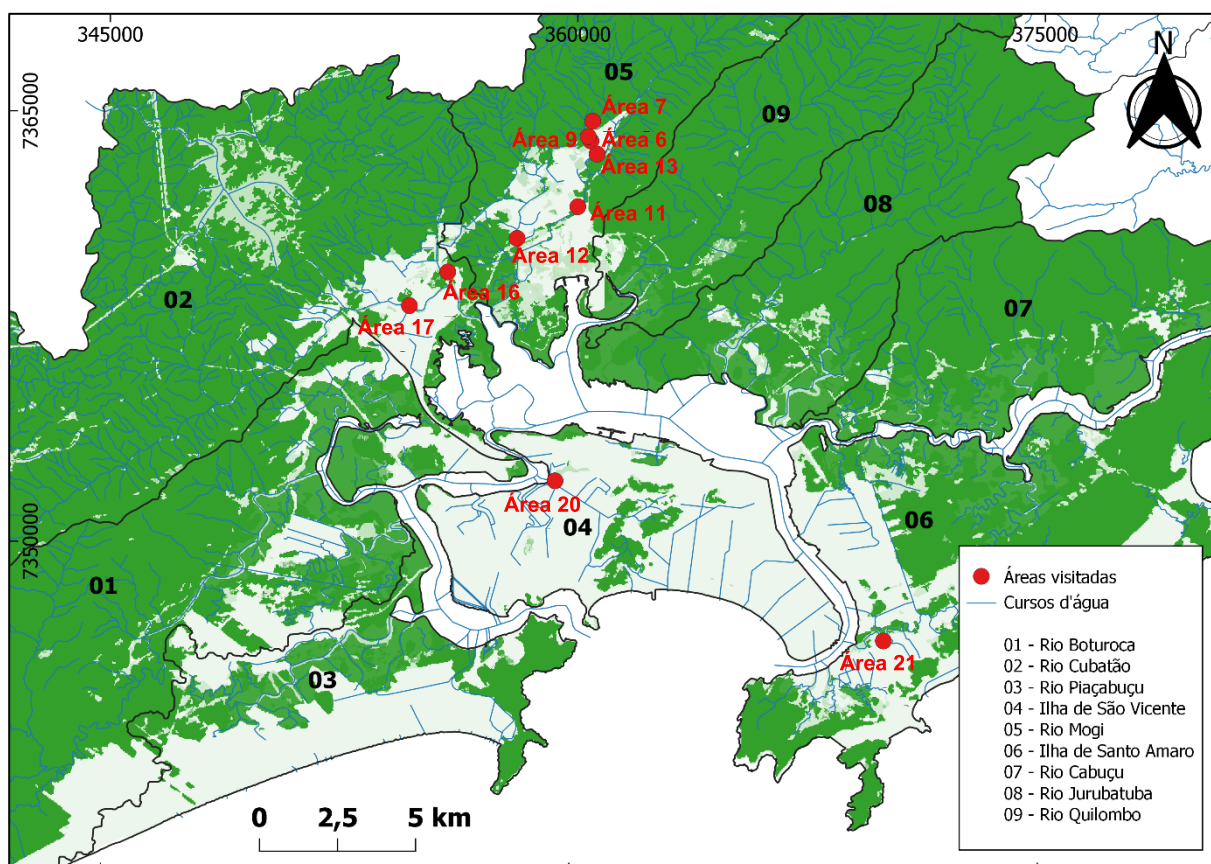


Figura 2. Localização das APPs visitadas. Sistema de coordenadas UTM, Sirgas 2000. A cobertura vegetal remanescente da Mata Atlântica está representada na cor verde e a drenagem da região na cor azul.

Durante os estudos de campo foi constatado que a área 20, localizada na margem do rio São Jorge (sub-bacia Ilha de São Vicente), não apresenta mais cobertura vegetal devido a uma obra pública de infraestrutura destinada ao sistema viário (processo não consultado).

Para a análise da composição florística nas APPs recuperadas, foi adotado o método de caminamento proposto por Filgueiras et al. (1994). Visto que as medidas de recuperação florestal adotadas corresponderam ao plantio de mudas de espécies arbustivas e arbóreas em espaçamentos que variaram de 1,0 x 1,0 m a 2,0 x 3,0 m, todos os indivíduos presentes nas linhas de plantio em cada uma das áreas foram analisados para identificação das espécies. Destaca-se que o método de caminamento e identificação empregado foi facilitado devido à execução de limpeza pelos empreendedores entre as linhas de plantio em algumas áreas, mesmo onde o plantio não é recente, bem como à presença de adensamentos de espécie entre as linhas (por exemplo, *Piper aduncum* L. e *Hedychium coronarium* J. Koenig) em outras áreas. A coleta do material vegetativo (ramos) e, quando presente, reprodutivo (sementes e frutos) de cada espécie identificada nas APPs foi realizada através de prévio cadastro no Sistema Nacional de Gestão do Patrimônio Genético e do Conhecimento Tradicional Associado - Sisgen (nº de registro A5F1AE2), sendo as exsicatas depositadas no Herbário da Universidade Santa Cecília - Unisantia. Registros fotográficos também foram efetuados como forma de testemunho das atividades de campo.

As espécies plantadas nas áreas foram identificadas até o menor nível taxonômico possível através da análise de material herborizado no herbário HUSC, consulta a especialistas, utilização de chaves de identificação e literatura especializada e comparação com imagens disponíveis no banco de dados do speciesLink (CRIA, 2022). Os nomes científicos foram padronizados de acordo com a Flora e Funga do Brasil (2022) e Trópicos v. 3.3.2. A avaliação sobre a origem, bioma e fisionomia de ocorrência de cada espécie nativa foi realizada com base na Flora e Funga do Brasil (2022).

A proporção de espécies pioneiras (características de estágios iniciais da sucessão ecológica) e secundárias (características de estágios mais avançados), assim como a proporção de espécies zoocóricas, anemocóricas e autocóricas, foi calculada com base na Lista de Espécies Indicadas para Restauração Ecológica para Diversas Regiões do Estado de São Paulo (Barbosa et al., 2017). Para a avaliação da presença de espécies ameaçadas de extinção, foi consultada a Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção, publicada pela Portaria nº 148/2022, e a Lista Oficial das Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção no Estado de São Paulo, que teve sua segunda revisão publicada pela Resolução SMA nº 57/2016.

A caracterização fitossociológica da cobertura vegetal de cada área foi efetuada através da obtenção de dados como altura (m) e Circunferência na Altura do Peito – CAP (m) do caule ou do estipe (considerando aproximadamente 1,30 metro do solo) de cada indivíduo arbustivo e arbóreo identificado nas linhas de plantio. Posteriormente, os dados foram processados através do software Fitopac 2.1 (Shepherd, 2010), sendo obtidos para cada espécie o número de indivíduos, densidade por hectare, frequência e dominância relativa, e calculados o Índice de Valor de Importância – IVI e o índice de Valor de Cobertura - IVC para cada espécie.

A frequência corresponde ao número de ocorrências de uma determinada espécie nas áreas estudadas. A densidade é o número de indivíduos de cada espécie ou do total de espécies por área amostrada (hectare) que compõem a comunidade vegetal. A dominância expressa a influência de cada espécie na comunidade através da biomassa, sendo a dominância absoluta definida como a área basal total de uma determinada espécie por unidade de área, e a dominância relativa à porcentagem da área basal de uma determinada espécie em relação a área basal de todas as espécies amostradas (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974).

O Índice de Valor de Importância (IVI) é utilizado para determinar a importância ecológica das espécies com base na ocupação de sua população dentro da floresta e é definido pela soma aritmética dos valores relativos de abundância, dominância e frequência dos indivíduos da população. Já o Índice de Valor de Cobertura (IVC) corresponde à soma dos valores de densidade e dominância de uma determinada espécie (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974). Para cada APP visitada, foram calculados os valores de diâmetro médio, altura e área basal média (m²), bem como os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') (Magurran, 1988) e de equitabilidade de Simpson (Krebs, 1999).

A partir do número de indivíduos por espécies e de seus respectivos DAPs (cm) e altura (m), foi possível representar graficamente a estrutura da comunidade florestal de cada APP por meio do sorteio aleatório de 30 indivíduos arbustivos e/ou arbóreos por área. A representação dos perfis florestais foi realizada utilizando a linguagem R (RStudio Team, 2015) e os pacotes `geom_ellipse`, `ggforce` e `ggrepel` através da seguinte função:

```
perfil_esquematico <- function(narv){
  dados_perfil <- aggregate(dados$H, list(dados$`Estrato vertical`, dados$Gen_esp_abv), mean)
  colnames(dados_perfil) <- c('estrato', 'especie', 'h.med')
  dados_perfil$dap <- aggregate(dados$DAP, list(dados$`Estrato vertical`, dados$Gen_esp_abv),
  mean)[,3]
  dados_perfil$ab <- aggregate(dados$Gen_esp_abv, list(dados$`Estrato vertical`, dados$Gen_esp_abv),
  length)[,3]
  subbosque <- subset(dados_perfil, dados_perfil$estrato=="Sub-bosque")
  superior <- subset(dados_perfil, dados_perfil$estrato=="Superior")
  intermediario <- subset(dados_perfil, dados_perfil$estrato=="Intermediario")
}
```

```

narv_estrato <- round(table(dados$`Estrato vertical`)/sum(table(dados$`Estrato vertical`))*narv,0)
subbosque$prob <- subbosque$ab/sum(subbosque$ab)
superior$prob <- superior$ab/sum(superior$ab)
intermediario$prob <- intermediario$ab/sum(intermediario$ab)
sample_int <- sample(1:nrow(intermediario), narv_estrato[1], replace = TRUE, intermediario$prob)
sample_sub <- sample(1:nrow(subbosque), narv_estrato[2], replace = TRUE, subbosque$prob)
sample_sup <- sample(1:nrow(superior), narv_estrato[3], replace = TRUE, superior$prob)
sample_int <- intermediario[sample_int,]
sample_sub <- subbosque[sample_sub,]
sample_sup <- superior[sample_sup,]
sample <- dplyr::bind_rows(sample_eme,sample_int,sample_sub,sample_sup)
sample$dap01 <- (sample$dap-min(sample$dap))/(max(sample$dap)-min(sample$dap))*(.6-.1)+.1
sample$id <- sample(1:narv,narv)
id_sp <- unique(sample$especie)
sample$id_sp <- match(sample$especie,id_sp)
perfil <- ggplot(sample)+
  geom_bar(aes(x=id,y=h.med, width=dap01),stat = 'identity', color = 'black', fill = 'burlywood4')+
  geom_ellipse(aes(x0=id, y0=h.med,
                  a=1+3*dap01*h.med/(1/narv*500),
                  b=1,angle=0), fill = 'darkgreen')+
  geom_label_repel(aes(x=id,y=h.med+.5,label=especie), direction = 'y', fontface = 'bold', size = 2,
alpha=.8, segment.alpha = 0)+
  scale_x_continuous(breaks = 1:narv, expand = c(.01,0))+
  scale_y_continuous(expand=c(0,0), limits = c(0,max(sample$h.med)+5))+
  xlab("")+
  ylab('Altura (m)')+
  theme_bw()+
  theme(panel.grid = element_blank(),
        axis.text.x = element_blank(),
        axis.ticks.x = element_blank())
return(perfil)
}

```

3 Resultados

3.1 Análise dos Processos de Licenciamento Ambiental

Através da consulta de processos de licenciamento ambiental nas agências da Cetesb foram identificados 25 (vinte e cinco) trechos de APPs objetos de supressão e/ou intervenção por indústrias e/ou empreendimentos. As áreas identificadas são apresentadas na **Tabela 1** a seguir, bem como as respectivas extensões das áreas de intervenção, sistema de coordenadas e datas de início do plantio das mudas para cada área onde foi executada a recuperação florestal.

Tabela 1. APPs de cursos d'água objetos de intervenção por indústrias e empreendimentos privados.

APP	Sub-bacia hidrográfica	Sistema de Coordenadas UTM (Sirgas 2000)	Área de Intervenção (ha)	Início da recuperação
área 1		23 k 7364183 mS - 360856 mE	0,14	2011
área 2		23 k 7363550 mS - 360326 mE	0,75	2006
área 3		23 k 7363920 mS - 360436 mE	1,42	2006
área 4		23 k 7364910 mS - 361077 mE	0,32	2006
área 5		23 k 7364296 mS - 361196 mE	13,55	2004
área 6		23 k 7364135 mS - 360462 mE	2,00	2010
área 7		23 k 7364828 mS - 360512 mE	1,20	2010
área 8	Rio Mogi	23 k 7363476 mS - 360638 mE	7,90	2006
área 9		23 k 7364288 mS - 360375 mE	0,21	2010
área 10		23 k 7361118 mS - 357750 mE	0,57	2010
área 11		23 k 7361844 mS - 360063 mE	0,32	2011
área 12		23 k 7360721 mS - 358127mE	2,15	2008
área 13		23 k 7363682 mS - 360663 mE	0,04	2020
área 14		23 k 7362257 mS - 358777 mE	1,06	-
área 15		23 k 7361242 mS - 360483 mE	2,51	-
área 16		23 k 7358344 mS - 354695 mE	1,03	2018
área 17	Rio Cubatão	23 k 7359570 mS - 356000 mE	0,01	2012
área 18		23 k 7353000 mS - 359900 mE	0,43	2008
área 19	Ilha de São Vicente	23 k 7353269 mS - 358252 mE	0,20	-
área 20		23 k 7351622 mS - 357199 mE	5,15	-
área 21		23 k 7346800 mS - 370000 mE	0,05	2013
área 22	Ilha de Santo Amaro	23 k 7356898 mS - 379094 mE	0,40	2009
área 23		23 k 7345066 mS - 368533 mE	0,52	2017
área 24		23 k 7344666 mS - 368525 mE	0,65	2003
área 25	Rio Boturoca	23 k 7346129 mS - 343092 mE	0,50	-

- sem observância da recuperação florestal

Mais de 70% das APPs identificadas através das consultas na Cetesb e apresentadas na **Tabela 1** foram objetos de Auto de Infração Ambiental devido à supressão de vegetação e/ou intervenção sem a prévia autorização da Cetesb por empreendimentos logísticos e náuticos. A sub-bacia hidrográfica Rio Mogi concentra o maior número de intervenções em APPs de cursos d'água na região, assim como autos de infrações ambientais inerentes às intervenções efetuadas nas APPs sem o prévio procedimento de licenciamento ambiental.

O total de 236 espécies arbustivas e arbóreas distribuídas entre 48 famílias foi proposto para plantio nos projetos de recuperação florestal apresentados ao órgão ambiental pelos empreendedores (**Figura 3**). Dentre as espécies propostas para o plantio, 42,79% pertencem às famílias Fabaceae (51 espécies), Myrtaceae (24 espécies), Lauraceae (14 espécies) e Bignoniaceae (12 espécies). As espécies mais propostas pelos empreendimentos à Cetesb para o plantio nas APPs foram *Calophyllum brasiliense* Cambess. (Calophyllaceae), *Citharexylum myrianthum* Cham. (Verbenaceae), *Euterpe edulis* Mart. (Arecaceae), *Ocotea pulchella* (Nees & Mart.) Mez (Lauraceae), *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F. Macbr. (Fabaceae), *Schinus terebinthifolia* Raddi (Anacardiaceae), *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake (Fabaceae), *Senna multijuga* (Rich.) H.S. Irwin & Barneby (Fabaceae) e *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman (Arecaceae).

Do total das espécies propostas para o plantio, 36,44% são nativas endêmicas do Brasil, 59,74% são consideradas como nativas e não endêmicas e 0,42% não ocorrem no país. Com relação à fisionomia vegetal e ao bioma de ocorrência, 50% das espécies propostas para o plantio ocorrem em Florestas Ombrófilas e 40,67% são características de matas ciliares. No entanto, 5,5% ocorrem em formações vegetais distintas da área de estudo (florestas estacionais, caatinga, cerrado e floresta amazônica) e 3,81% não apresentam informações nas literaturas consultadas. Segundo a Resolução SMA nº 57, de 05 de junho de 2016, somente 1,69% estão vulneráveis a extinção e 0,84% em perigo de extinção (São Paulo, 2016). Com relação ao grupo sucessional, 28,81% das espécies propostas são pioneiras, 62,71% são consideradas como secundárias, 0,43% são consideradas tanto pioneiras como secundárias e 8,05% não constam na Lista de Espécies Indicadas para Restauração para Diversas Regiões do Estado de São Paulo (Barbosa et al., 2017).

Através dos autos de inspeção emitidos pelo órgão ambiental, foi observada a exigência da realização de adensamentos das APPs através da inserção de novos indivíduos arbóreos, principalmente das espécies que melhor se desenvolveram no local de modo a propiciar uma rápida cobertura florestal.

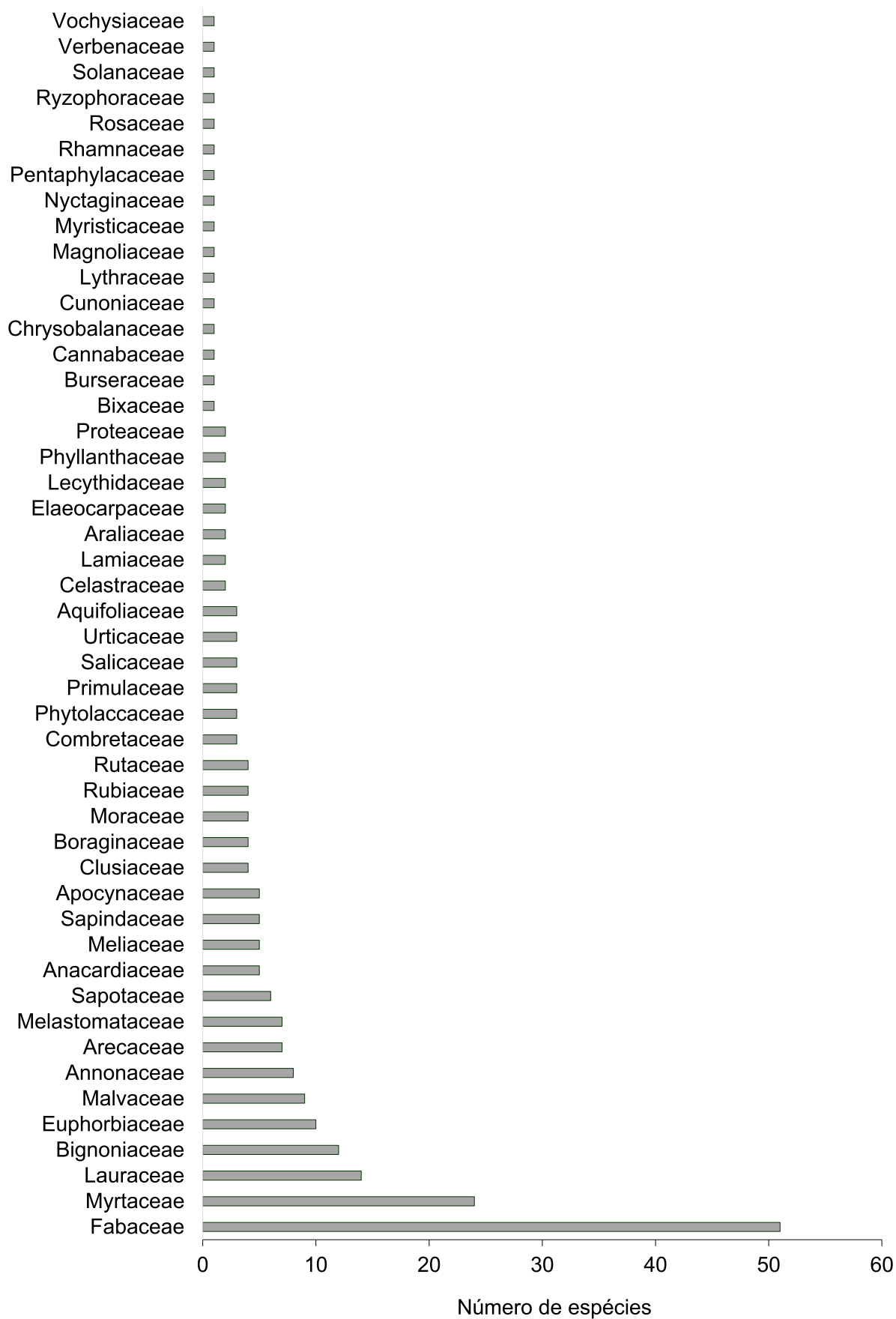


Figura 3. Famílias e riqueza de espécies propostas à Cetesb para a recuperação florestal das APPs de cursos d'água através do plantio de mudas.

3.2 Composição Florística das APPs

Através das visitas nas APPs, foram identificadas 98 espécies distribuídas entre 31 famílias. As espécies são apresentadas na **Tabela 2**, bem como o endemismo, os biomas e as fisionomias vegetais de ocorrência no Brasil conforme Flora e Funga do Brasil (2022). As espécies exóticas estão de acordo com a Flora e Funga do Brasil (2022) e com a Tropicos v. 3.3.2. Já as classes sucessionais e as síndromes de dispersão estão de acordo com a Lista de Espécies Indicadas para Restauração Ecológica para Diversas Regiões do Estado de São Paulo (Barbosa et al., 2017).

Tabela 2. Espécies identificadas nas APPs recuperadas. Nomenclatura conforme APG IV, Flora e Funga do Brasil (2022) e Tropicos v. 3.3.2. Legenda: SIND. DISP = síndrome de dispersão, CL. SUC. = classe sucessional, P = pioneira, NP = não pioneira, NA-NE = nativa não endêmica, NA-E = nativa e endêmica, EX = exótica, ANE = anemocórica, ZOO = zoocórica, AUT = autocórica, ● em perigo de extinção no Estado de São Paulo, ●● vulnerável à extinção no Estado de São Paulo, AA = área antropizada, FED = Floresta Estacional Semidecidual, FEP = Floresta Estacional Perenifólia, FO = Floresta Ombrófila, FOM = Floresta Ombrófila Mista, MA = manguezal, RE = restinga, CE = Cerrado, CA = Caatinga, AM = Amazônia, MAT = Mata Atlântica, PA = pampa, FC = floresta ciliar e de galerias, FV = floresta de várzeas, FI = floresta de igapós, SA = savana amazônica, FTF = Floresta de Terra Firme, CA = campo de altitude, CV = campo de várzea, CR = campo rupestre, AR = vegetação sobre afloramentos rochosos.

FAMÍLIAS/ESPÉCIES	NOME POPULAR	CL. SUC	SIND. DISP	BIOMA/ FISIONOMIA
ANACARDIACEAE				
<i>Schinus molle</i> L. NA-NE	aroeira-salsa	P	ZOO	MA, PA
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi NA-NE	aroeira-pimenteira	P	ZOO	AA, CE, FC, FES, FO
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D. Mitch. NA-NE	pau-pombo	NP	ZOO	CE, FES, FO
ANNONACEAE				
<i>Annona glabra</i> L. NA-NE	araticum-do-brejo	NP	ZOO	AA, FI, FV, MA, RE
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil. NA-E	araticum-da-mata	P	ZOO	FC, FES, FO, FOM
ARALIACEAE				
<i>Heptapleurum actinophyllum</i> (Endl.) Lowry & G.M. Plunkett EX	cheflera	P	ZOO	-
ARECACEAE				
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i> (Schott) Burret NA-E	brejaúva	NP	ZOO	AA, CE, FED, FO
●● <i>Euterpe edulis</i> Mart. NA-NE	palmito-juçara	NP	ZOO	FC, FO
<i>Phoenix cf. roebelenii</i> EX	tamareira-anã	P	ZOO	-
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman NA-NE	palmeira-gerivá	NP	ZOO	AA, CA, CV, CR, FC, FED, FES, FO, FOM, AR
BIGNONIACEAE				
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos NA-NE	ipê-do-campo	NP	ANE	CE, FO, RE, AR
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos NA-NE	pê-roxo-sete-folhas	NP	ANE	CE, FO, RE, AR

Tabela 2. Espécies identificadas nas APPs recuperadas. Nomenclatura conforme APG IV, Flora e Funga do Brasil (2022) e Tropicos v. 3.3.2. Legenda: SIND. DISP = síndrome de dispersão, CL. SUC. = classe sucessional, P = pioneira, NP = não pioneira, NA-NE = nativa não endêmica, NA-E = nativa e endêmica, EX = exótica, ANE = anemocórica, ZOO = zoocórica, AUT = autocórica, ● em perigo de extinção no Estado de São Paulo, ●● vulnerável à extinção no Estado de São Paulo, AA = área antropizada, FED = Floresta Estacional Semidecidual, FEP = Floresta Estacional Perenifólia, FO = Floresta Ombrófila, FOM = Floresta Ombrófila Mista, MA = manguezal, RE = restinga, CE = Cerrado, CA = Caatinga, AM = Amazônia, MAT = Mata Atlântica, PA = pampa, FC = floresta ciliar e de galerias, FV = floresta de várzeas, FI = floresta de igapós, SA = savana amazônica, FTF = Floresta de Terra Firme, CA = campo de altitude, CV = campo de várzea, CR = campo rupestre, AR = vegetação sobre afloramentos rochosos.

FAMÍLIAS/ESPÉCIES	NOME POPULAR	CL. SUC	SIND. DISP	BIOMA/FISIONOMIA
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos NA-NE	ipê-roxo, ipê-rosa	NP	ANE	AA, CE, FED, FO, FOM, AF, AS
<i>Handroanthus umbellatus</i> (Sond.) Mattos NA-E	ipê-amarelo-do-brejo	NP	ANE	CA, CE, MAT
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart. NA-NE	caroba	NP	ANE	CE, MAT
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham. NA-E	carobão, caroba	P	ANE	FO, FOM
<i>Jacaranda puberula</i> Cham. NA-E	carobinha	NP	ANE	CE, FO, FES, FOM, AR
● <i>Tabebuia cassinoides</i> (Lam.) DC NA-E	caixeta	P	ANE	FO
<i>Tabebuia insignis</i> (Miq.) Sandwith NA-NE	ipê-branco-do-brejo	P	ANE	CV, FI, FTF, RE
<i>Tabebuia pentaphylla</i> (L) Hemsl. EX	ipê-de-el-salvador	P	ANE	-
<i>Tabebuia rosealba</i> (Ridl.) Sandwith NA-NE	ipê-branco	NP	ANE	AA, CE, FED
BIXACEAE				
<i>Bixa orellana</i> L. NA-NE	urucum	P	ZOO	AA, CA, FC, FTF, FV, FES, FO, RE, AS
BORAGINACEAE				
<i>Cordia superba</i> Cham. NA-E	babosa-branca	P	ZOO	CA, CE, FO
CALOPHYLLACEAE				
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess. NA-NE	guanandi	NP	ZOO	FC, FI, FTF, FV, FES, FO, RE
CANNABACEAE				
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume NA-NE	crindiúva, pau-pólvora	P	ZOO	FC, FES, FO
COMBRETACEAE				
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart. NA-NE	amarelinho	P	ANE	CA, CE, FC, FED, FES
EUPHORBIACEAE				
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. e Endl. NA-NE	tanheiro, tapiá	P	ZOO	FTF, FO
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg. NA-NE	pau-jangada, tapiá	P	ZOO	CA, CR, CE, FC, FTF, FV, FO, RE, AS
<i>Croton urucurana</i> Baill. NA-NE	sangra-d'água	P	AUT	FC, FES, FO
<i>Joannesia princeps</i> Vell. NA-E	fruta-de-cotia	NP	AUT	CA, FC, FED, FES, FO, RE
FABACEAE				
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart NA-NE	farinha-seca	NP	AUT	FC, FTF, FED, FES, FO, FOM
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth. NA-E	angelim-amargoso	NP	ZOO	AA, FC, FO, RE
<i>Bauhinia forficata</i> Link NA-NE	pata-de-vaca	P	AUT	AA, FC, FES, FO, FOM
<i>Centrolobium robustum</i> (Vell.) Mart. ex Benth. NA-NE	araribá-amarelo	NP	ANE	FO
<i>Cenostigma pluviosum</i> (DC.) E. Gagnon e G.P. Lewis NA-NE	sibipiruna	P	ANE	CE, FED
<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M. J. Silva & A. M. G. Azevedo NA-NE	rabo-de-bugio	NP	AUT	FC, FES

Tabela 2. Espécies identificadas nas APPs recuperadas. Nomenclatura conforme APG IV, Flora e Funga do Brasil (2022) e Tropicos v. 3.3.2. Legenda: SIND. DISP = síndrome de dispersão, CL. SUC. = classe sucessional, P = pioneira, NP = não pioneira, NA-NE = nativa não endêmica, NA-E = nativa e endêmica, EX = exótica, ANE = anemocórica, ZOO = zoocórica, AUT = autocórica, ● em perigo de extinção no Estado de São Paulo, ●● vulnerável à extinção no Estado de São Paulo, AA = área antropizada, FED = Floresta Estacional Semidecidual, FEP = Floresta Estacional Perenifólia, FO = Floresta Ombrófila, FOM = Floresta Ombrófila Mista, MA = manguezal, RE = restinga, CE = Cerrado, CA = Caatinga, AM = Amazônia, MAT = Mata Atlântica, PA = pampa, FC = floresta ciliar e de galerias, FV = floresta de várzeas, FI = floresta de igapós, SA = savana amazônica, FTF = Floresta de Terra Firme, CA = campo de altitude, CV = campo de várzea, CR = campo rupestre, AR = vegetação sobre afloramentos rochosos.

FAMÍLIAS/ESPÉCIES	NOME POPULAR	CL. SUC	SIND. DISP	BIOMA/FISIONOMIA
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews NA-E	mulungu-do-litoral	NP	AUT	FC, FO, RE
<i>Inga edulis</i> Mart. NA-NE	ingá-de-metro	P	ZOO	AA, FC, FV, FES, FO, RE
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd. NA-NE	ingá-mirim	NP	ZOO	CR, FES, FO, RE
<i>Inga marginata</i> Willd. NA-NE	ingá-feijão	NP	ZOO	AA, CL, FC, FTF, FV, FES, FO
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart. NA-E	ingá-ferradura	P	ZOO	AA, CR, CE, FES, FO, FOM
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth. NA-NE	jacarandá-bico-de-pato	NP	ANE	AA, CE, FC, FES, FO, RE
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze NA-NE	maricá	P	AUT	AA, CV, CE, FC, FES, FO, RE
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan NA-NE	angico-branco	NP	AUT	FED, FES, FO
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub. NA-NE	canafistula	P	AUT	CA, CE, FC, FED, FES, FO, FOM
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr. NA-NE	pau-jacaré	P	AUT	FC, FED, FES, FO
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth. NA-NE	lapacho	NP	AUT	FC, FES
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl NA-NE	aldrago	NP	ANE	FC, FTF, FES, FO
<i>Schizobium parahyba</i> (Vell.) Blake NA-NE	guapuruvu	P	AUT	AA, FC, FTF, FES, FO
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton e Rose NA-NE	monjoleiro	P	AUT	CE, FC, FTF, FES, FO
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S. Irwin e Barneby NA-NE	pau-cigarra, aleluia	P	ZOO	AA, CE, FC, FTF, FV, FES, FO, RE
<i>Senna pendula</i> (Humb. e Bonpl.ex Willd.) H. S. Irwin e Barneby NA-NE	canudo-de-pito	P	AUT	CA, CR, CE, FC, FTF, FV, FO, RE
<i>Swartzia oblata</i> R. S. Cowan NA-E	pacová-de-macaco	NP	ZOO	FES, FO
LAMIACEAE				
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke NA-NE	tamanqueiro	P	ZOO	AA, CR, CE, FC, FTF, FES, FO, FOM, AS
LAURACEAE				
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J. F. Macbr. NA-NE	canela-frade	NP	ZOO	FC, FES, FO, FOM
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez NA-NE	canelinha	NP	ZOO	CE, FC, FES, FO, FOM
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm NA-E	abacateiro-do-mato	NP	ZOO	CE, FES, FO, FOM
LECYTHIDACEAE				
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze NA-NE	jequitibá	NP	ZOO	FES, FO
LYTHRACEAE				
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne NA-E	mirindiba-rosa	NP	ANE	CE
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil. NA-NE	dedaleiro	NP	ANE	CE, FC
MALVACEAE				
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl. NA-NE	pau-jangada	P	ZOO	AA, CE, FC, FTF, FO, RE
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna NA-NE	paineira-rosa	NP	ANE	AA, FES, FO

Tabela 2. Espécies identificadas nas APPs recuperadas. Nomenclatura conforme APG IV, Flora e Funga do Brasil (2022) e Tropicos v. 3.3.2. Legenda: SIND. DISP = síndrome de dispersão, CL. SUC. = classe sucessional, P = pioneira, NP = não pioneira, NA-NE = nativa não endêmica, NA-E = nativa e endêmica, EX = exótica, ANE = anemocórica, ZOO = zoocórica, AUT = autocórica, ● em perigo de extinção no Estado de São Paulo, ●● vulnerável à extinção no Estado de São Paulo, AA = área antropizada, FED = Floresta Estacional Semidecidual, FEP = Floresta Estacional Perenifólia, FO = Floresta Ombrófila, FOM = Floresta Ombrófila Mista, MA = manguezal, RE = restinga, CE = Cerrado, CA = Caatinga, AM = Amazônia, Mat = Mata Atlântica, PA = pampa, FC = floresta ciliar e de galerias, FV = floresta de várzeas, FI = floresta de igapós, SA = savana amazônica, FTF = Floresta de Terra Firme, CA = campo de altitude, CV = campo de várzea, CR = campo rupestre, AR = vegetação sobre afloramentos rochosos.

FAMÍLIAS/ESPÉCIES	NOME POPULAR	CL. SUC	SIND. DISP	BIOMA/FISIONOMIA
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. NA-NE	araticum-bravo	P	ZOO	AA, CA, CE, FTF, FED, FES, FO, FOM
<i>Luehea divaricata</i> Mart. e Zucc. NA-NE	açoita-cavalo	P	ANE	AA, CR, CE, FC, FED
<i>Pachira aquatica</i> Aubl. NA-NE	munguba	P	ANE	AA, FI, FV
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns NA-E	embiruçu	NP	ANE	FES, RE, AR
<i>Talipariti pernambucense</i> (Arruda) Bovini NA-NE	algodão-da-praia	P	AUT	MA
MELIACEAE				
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. NA-NE	canjerana	NP	ZOO	CA, CE, FC, FED, FES, FO
●● <i>Cedrela fissilis</i> Vell. NA-NE	cedro-rosa,	NP	ANE	CE, FTF, FED, FEP, FES, FO
●● <i>Cedrela odorata</i> L. NA-NE	cedro-do-brejo	NP	ANE	CA, CE, FC, FV, FED, FEP, FES, FO
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer NA-NE	marinheiro	NP	ZOO	AA, CE, FC, FV, FO
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl NA-NE	marinheiro	NP	ZOO	AA, CE, FC, FTF, FV, FED, FEP, FES, FO
MORACEAE				
<i>Ficus insipida</i> Willd. NA-NE	figueira-do-brejo	P	ZOO	FTF, FO
<i>Ficus gomelleira</i> Kunth NA-NE	apuí-preto	NP	ZOO	AA, CA, CE, FTF, FED, FES, FO
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat NA-NE	figueira-branca	P	ZOO	AA, CE, FES, FO
<i>Ficus</i> sp.	figueira	-	ZOO	-
MYRTACEAE				
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam. NA-E	grumixama	NP	ZOO	FES, FO, FOM, RE
<i>Eugenia uniflora</i> DC. NA-NE	pitangueira	NP	ZOO	AA, CE, FC, FEP, FES, FO, FOM, RE, AR
<i>Plinia peruviana</i> (Poir.) Govaerts NA-NE	jaboticaba	NP	ZOO	FO, FOM
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine NA-NE	araçá	NP	ZOO	CE, FO, FOM, RE
<i>Psidium guajava</i> L. NATURALIZADA	goiabeira	P	ZOO	AM, CA, CE, Mat
PHYLLANTHACEAE				
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão NA-NE	licurana	NP	ZOO	CE, FC, FTF, FO
POLYGONACEAE				
<i>Triplaris americana</i> L. NA-NE	pau-formiga	P	ANE	FC, FO
PRIMULACEAE				
<i>Ardisia humilis</i> Vahl EX	ardisia	P	ZOO	
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. e Schult. NA-NE	capororoca	P	ZOO	CE, FES, FO, FOM, RE
<i>Myrsine umbellata</i> Mart. NA-NE	capororoca	NP	ZOO	CR, CE, FC, FO, FOM
RHAMNACEAE				
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins NA-NE	saguaragi	P	ZOO	CE, FC, FTF, FES, FO

Tabela 2. Espécies identificadas nas APPs recuperadas. Nomenclatura conforme APG IV, Flora e Funga do Brasil (2022) e Tropicos v. 3.3.2. Legenda: SIND. DISP = síndrome de dispersão, CL. SUC. = classe sucessional, P = pioneira, NP = não pioneira, NA-NE = nativa não endêmica, NA-E = nativa e endêmica, EX = exótica, ANE = anemocórica, ZOO = zoocórica, AUT = autocórica, ● em perigo de extinção no Estado de São Paulo, ●● vulnerável à extinção no Estado de São Paulo, AA = área antropizada, FED = Floresta Estacional Semidecidual, FEP = Floresta Estacional Perenifólia, FO = Floresta Ombrófila, FOM = Floresta Ombrófila Mista, MA = manguezal, RE = restinga, CE = Cerrado, CA = Caatinga, AM = Amazônia, MAT = Mata Atlântica, PA = pampa, FC = floresta ciliar e de galerias, FV = floresta de várzeas, FI = floresta de igapós, SA = savana amazônica, FTF = Floresta de Terra Firme, CA = campo de altitude, CV = campo de várzea, CR = campo rupestre, AR = vegetação sobre afloramentos rochosos.

FAMÍLIAS/ESPÉCIES	NOME POPULAR	CL. SUC	SIND. DISP	BIOMA/FISIONOMIA
ROSACEAE				
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb. NA-NE	pessegueiro-bravo	NP	ZOO	AM, CA, CE, MAT
RUBIACEAE				
<i>Genipa americana</i> L. NA-NE	jenipapo	NP	ZOO	AA, CE, FC, FI, FV, FED, FEP, FES, FO, RE
RUTACEAE				
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart. NA-NE	guaxupita	NP	AUT	AA, FC, FTF, FES, FO, FOM, RE
<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack EX	falsa-murta	P	ZOO	-
SAPINDACEAE				
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl. NA-NE	chal-chal	P	ZOO	CA, CE, FC, FTF, FED, FES, FO, FOM
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk. NA-NE	camboatã	NP	ZOO	CE, FC, FES, FO, FOM
<i>Sapindus saponaria</i> L. NA-NE	sabão-de-soldado	NP	ZOO	AA, FC, FTF, FES, FO
Não identificada	-	-	-	-
URTICACEAE				
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul NA-NE	embaúba	P	ZOO	AA, CE, FC, FES, FO, FOM, RE
VERBENACEAE				
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. NA-NE	pau-viola	P	ZOO	FC, FES, FO, FOM
NÃO IDENTIFICADA				
Não identificada	-	-	-	-

As famílias mais representativas foram Fabaceae (23 espécies), Bignoniaceae (11 espécies), Malvaceae (07 espécies), Meliaceae (05 espécies) e Myrtaceae (05 espécies).

A família Fabaceae foi representada principalmente por *I. sessilis* (34 indivíduos registrados) (**Figura 4-A**), espécie nativa e endêmica do Brasil. A família Bignoniaceae, registrada como a segunda mais abundante nas APPs, está representada principalmente pela espécie exótica e ornamental *T. pentaphylla* (**Figura 4-B**).

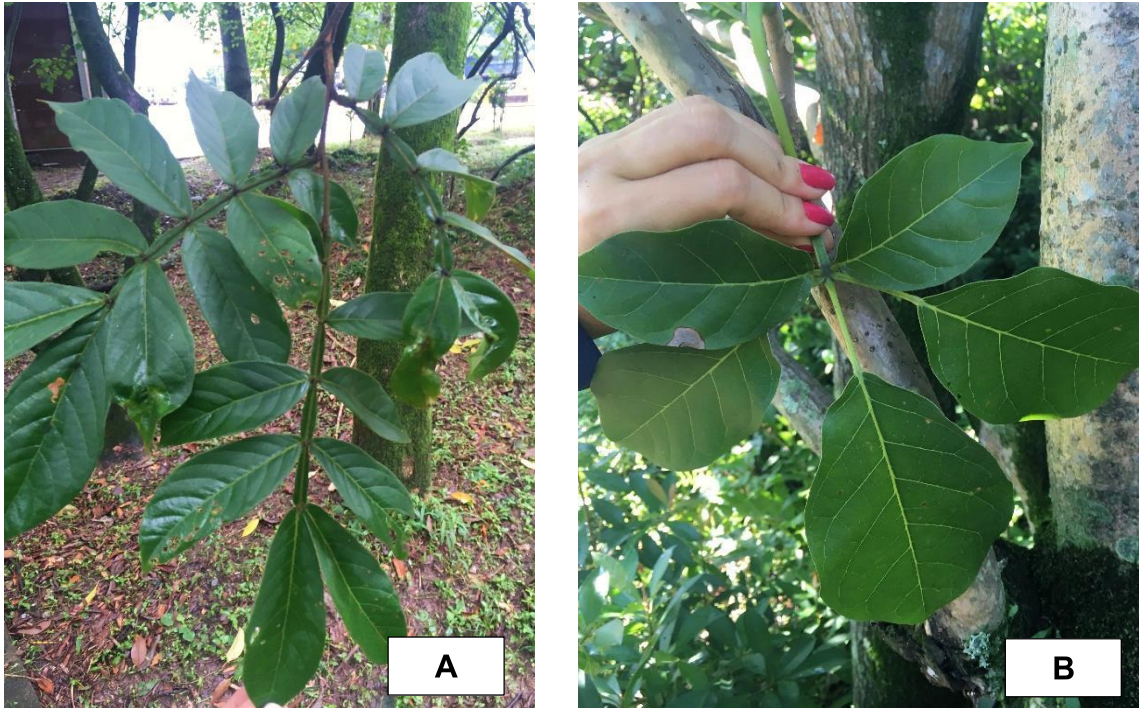


Figura 4. A. *Inga sessilis* (Fabaceae) conhecido como ingá-macaco e ingá-ferradura. B. *Tabebuia pentaphylla* (Bignoniaceae), espécie exótica conhecida como ipê-de-el-salvador.

Através das visitas de campo nas áreas recuperadas, foi possível observar que a riqueza de espécies proposta para o plantio é distinta da riqueza de espécie efetivamente plantada nas APPs (**Figura 5**).

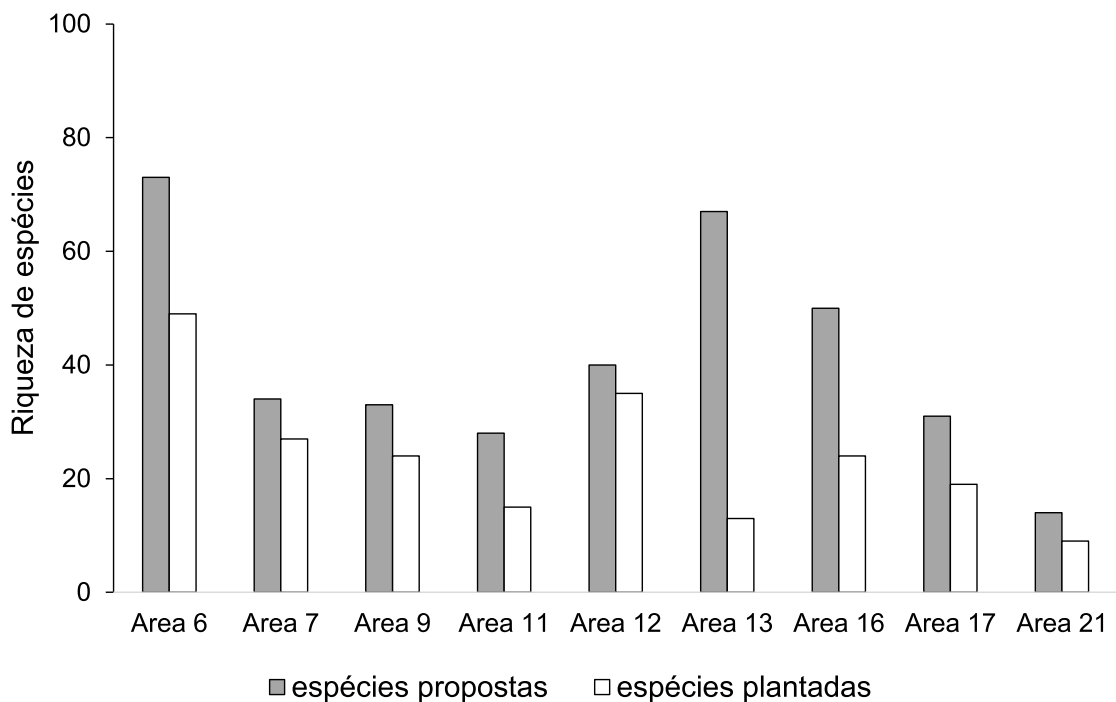


Figura 5. Riqueza de espécies proposta para o plantio e riqueza de espécies plantada nas APPs.

A riqueza de espécies variou de 09 a 49. A APP com maior número de espécies correspondeu à área 6, que também apresenta maior extensão dentre as áreas visitadas. A maior diversidade foi registrada na área 12 (2,15 ha), APP que não apresentou maior número de espécies, porém possui maior número de indivíduos e se trata do plantio menos recente. Na **Tabela 3** é apresentada a riqueza de espécies identificada em cada APP, bem como os índices de diversidade de Shannon e de uniformidade de Pielou calculados.

Tabela 3. Valores de riqueza (S), diversidade (H') e uniformidade (J) determinados para as APPs.

APP	Área (ha)	Ano do plantio	NInd	S	H'	J
Área 6	2,00	2010	418	49	2,77	0,71
Área 7	1,20	2010	97	27	2,77	0,84
Área 9	0,21	2010	122	24	2,67	0,84
Área 11	0,329	2011	113	15	2,23	0,82
Área 12	2,15	2008	374	35	2,86	0,80
Área 13	0,0509	2013	28	9	1,71	0,78
Área 16	1,03	2018	177	24	2,58	0,81
Área 17	0,0129	2012	105	19	2,61	0,88
Área 21	0,04	2020	53	13	2,46	0,96

Embora o objetivo deste estudo não tenha sido avaliar as espécies que regeneraram naturalmente nos trechos das APPs de cursos d'água objetos de plantio, foi visualizada em algumas áreas a abundância de *Hedichyum coronarium* J. Koenig e de *Piper aduncum* L. nas áreas 11, 12 e 13. A limpeza entre as linhas de plantios através de roçadas manuais e mecanizadas foi constatada nas áreas 6, 7, 9, 13 e 16.

3.3 Estrutura Florestal das APPs

O total de 1.487 indivíduos de espécies arbustivas e/ou arbóreas foram mensurados através das visitas realizadas nas APPs de estudo. Os parâmetros fitossociológicos são apresentados na **Tabela 4** considerando todas as espécies plantadas.

Tabela 4. NInd = nº de indivíduos; RelDe = densidade relativa (% de indivíduos); RelFr = frequência relativa; RelDo = dominância relativa; MédAlt = altura média; MédDia = diâmetro médio; Vol = volume; IVI = índice de valor de importância (%); e IVC = índice de valor de cobertura (%), considerando área total de 7,02 ha.

Espécies	NInd	De Rel	Fr Rel	Do Rel	Méd Alt	Méd Dia	Vol	IVI	IVC
<i>Citharexylum myrianthum</i>	135	9,08	3,26	8,05	7,56	14,52	22,55	20,38	17,13
<i>Guarea guidonia</i>	126	8,47	1,4	16,4	5,93	19,56	36,9	26,26	24,87
<i>Talipariti pernambucense</i>	85	5,72	1,4	11,14	5,34	22,03	20,5	18,25	16,85
<i>Inga sessilis</i>	85	5,72	2,79	8,43	5,62	17,93	18,66	16,93	14,14
<i>Cecropia pachystachya</i>	82	5,51	3,72	5,65	7,68	14,25	14,37	14,89	11,17
<i>Croton urucurana</i>	74	4,98	2,33	7,25	6,56	17,39	18,62	14,55	12,22
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	61	4,1	2,79	7,15	6,8	20,58	17,71	14,04	11,25
<i>Schinus terebinthifolia</i>	59	3,97	3,26	2,11	3,61	9,67	3,39	9,34	6,08
<i>Calophyllum brasiliense</i>	44	2,96	2,33	0,76	4,74	7,89	1,37	6,04	3,72
<i>Schizolobium parahyba</i>	43	2,89	2,33	1,32	5,41	8,76	3,85	6,54	4,21
<i>Myrsine umbellata</i>	40	2,69	1,4	0,28	3,23	3,5	0,97	4,37	2,97
<i>Guazuma ulmifolia</i>	39	2,62	0,93	6	13,5	23,47	28,95	9,55	8,62
<i>Erythrina speciosa</i>	38	2,56	3,26	0,72	2,83	7,13	0,89	6,53	3,27
<i>Sapindus saponaria</i>	35	2,35	0,93	0,22	3,5	3,54	0,64	3,5	2,57
<i>Mimosa bimucronata</i>	34	2,29	1,86	2,18	6,07	14,66	5	6,33	4,47
<i>Psidium cattleianum</i>	34	2,29	2,79	0,7	3,96	8,33	1,09	5,78	2,99
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	32	2,15	1,86	1,4	6,98	11,98	3,56	5,41	3,55
<i>Ceiba speciosa</i>	24	1,61	1,86	4,47	8,21	24,86	13,61	7,95	6,09
<i>Ficus insipida</i>	29	1,95	0,47	4,89	8,02	25,21	12,96	7,3	6,84
<i>Eugenia uniflora</i>	28	1,88	1,86	0,24	2,61	4,76	0,32	3,98	2,12
<i>Tabebuia pentaphylla</i>	18	1,21	0,93	1,02	6,51	13,95	2,26	3,16	2,23
<i>Pterocarpus rohrii</i>	17	1,14	0,93	0,56	6,62	10,32	1,5	2,64	1,71
<i>Centrolobium robustum</i>	17	1,14	0,47	0,39	9,21	9,47	1,3	2	1,54
<i>Luehea divaricata</i>	15	1,01	0,93	0,33	4,77	7,08	0,93	2,27	1,34
<i>Psidium guajava</i>	14	0,94	1,4	0,56	4,25	10,09	0,94	2,9	1,5
<i>Ardisia humilis</i>	13	0,87	0,93	0,34	5,73	9,82	0,7	2,14	1,21
<i>Cabralea canjerana</i>	12	0,81	0,47	0,21	3,64	5,66	0,33	1,48	1,02
<i>Tabebuia roseoalba</i>	11	0,74	0,47	0,01	1,3	1,39	0	1,21	0,74
<i>Euterpe edulis</i>	10	0,67	0,47	0,28	6,23	10,3	0,63	1,42	0,95
<i>Genipa americana</i>	9	0,61	1,4	0,09	5,17	5,52	0,18	2,09	0,69
<i>Inga edulis</i>	8	0,54	1,86	0,33	6,38	12,7	0,77	2,73	0,87
<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i>	8	0,54	0,93	0,8	6,19	15,97	2,33	2,27	1,34
<i>Annona glabra</i>	8	0,54	0,93	0,25	5,06	11,15	0,42	1,72	0,79
<i>Astrocaryum aculeatissimum</i>	8	0,54	0,93	0,05	4,25	5,01	0,08	1,52	0,59
<i>Poecilanthe parviflora</i>	8	0,54	0,93	0	1,62	1,25	0	1,47	0,54
<i>Annona sylvatica</i>	7	0,47	0,93	0,08	2,79	4,39	0,19	1,48	0,55
<i>Lafoensia pacari</i>	7	0,47	0,93	0,05	2,1	3,23	0,08	1,45	0,52
<i>Nectandra megapotamica</i>	7	0,47	0,93	0,46	6,64	16,13	1,08	1,86	0,93
<i>Senegalia polyphylla</i>	6	0,4	1,86	0,5	5,58	14,71	1,23	2,76	0,9
<i>Lafoensia glyptocarpa</i>	6	0,4	0,93	0,36	6,57	13,71	0,95	1,69	0,76
<i>Trema micrantha</i>	6	0,4	0,93	0,16	6,58	10	0,34	1,49	0,56
<i>Ficus gomelleira</i>	6	0,4	0,47	0,18	5,67	11,21	0,34	1,05	0,59
<i>Allophylus edulis</i>	6	0,4	0,47	0,09	6,67	7,71	0,23	0,96	0,5
<i>Myrsine coriacea</i>	6	0,4	0,93	0	1,6	1,46	0	1,34	0,41
<i>Alchornea glandulosa</i>	5	0,34	1,4	0,36	6,56	16,55	0,82	2,09	0,7
<i>Alchornea triplinervia</i>	5	0,34	1,4	0,17	8,1	11,57	0,41	1,9	0,51

Tabela 4. NInd = nº de indivíduos; RelDe = densidade relativa (% de indivíduos); RelFr = frequência relativa; RelDo = dominância relativa; MédAlt = altura média; MédDia = diâmetro médio; Vol = volume; IVI = índice de valor de importância (%); e IVC = índice de valor de cobertura (%), considerando área total de 7,02 ha.

Espécies	NInd	De Rel	Fr Rel	Do Rel	Méd Alt	Méd Dia	Vol	IVI	IVC
<i>Cedrela fissilis</i>	5	0,34	0,93	0,41	7,9	16,04	1,24	1,67	0,74
<i>Inga laurina</i>	5	0,34	0,93	0,04	2,2	3,95	0,06	1,31	0,38
<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	5	0,34	0,47	0	1,48	1,27	0	0,8	0,34
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	4	0,27	1,4	0,14	5,55	10,42	0,36	1,81	0,41
<i>Cariniana estrellensis</i>	4	0,27	1,4	0,12	8,38	11,14	0,34	1,78	0,39
<i>Matayba elaeagnoides</i>	4	0,27	0,93	0,4	4,75	19,24	0,63	1,6	0,67
<i>Senna multijuga</i>	4	0,27	1,4	0,24	5,5	14,46	0,48	1,91	0,51
<i>Cedrela odorata</i>	4	0,27	0,47	0,2	6,63	12,41	0,51	0,93	0,46
<i>Heptapleurum actinophyllum</i>	4	0,27	0,47	0,07	5,88	7,32	0,16	0,81	0,34
<i>Cordia superba</i>	4	0,27	0,47	0	1,41	1,67	0	0,74	0,27
<i>Schinus molle</i>	4	0,27	0,47	0	1,66	1,31	0	0,74	0,27
<i>Parapiptadenia rigida</i>	4	0,27	0,47	0	1,68	1,31	0	0,74	0,27
<i>Aegiphila integrifolia</i>	3	0,2	1,4	0,08	5,17	10,29	0,14	1,68	0,28
<i>Handroanthus heptaphyllum</i>	3	0,2	0,93	0,06	4	8,49	0,09	1,19	0,26
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	3	0,2	0,93	0,03	3,7	6,14	0,05	1,17	0,24
<i>Bauhinia forficata</i>	3	0,2	0,93	0,01	2,5	2,76	0	1,14	0,21
<i>Persea willdenovii</i>	3	0,2	0,47	0	5	1,8	0	0,67	0,2
<i>Senna pendula</i>	3	0,2	0,47	0	1,93	1,7	0	0,67	0,2
<i>Colubrina glandulosa</i>	2	0,13	0,93	0,03	6,5	7,48	0,08	1,1	0,17
<i>Triplaris americana</i>	2	0,13	0,93	0,02	5	6,05	0,05	1,09	0,16
<i>Albizia niopoides</i>	2	0,13	0,93	0	1,55	1,51	0	1,07	0,14
<i>Ficus</i> sp.	2	0,13	0,47	0,18	6,75	16,05	0,43	0,78	0,31
<i>Guarea macrophylla</i>	2	0,13	0,47	0,1	5	13,79	0,21	0,7	0,24
<i>Machaerium nyctitans</i>	2	0,13	0,47	0,1	8,5	14,32	0,28	0,7	0,23
<i>Phoenix</i> cf. <i>roebelenii</i>	2	0,13	0,47	0,07	5	12,25	0,12	0,67	0,21
<i>Inga marginata</i>	2	0,13	0,47	0,07	3,25	11,53	0,08	0,67	0,2
<i>Tabebuia cassinoides</i>	2	0,13	0,47	0	4,5	3,18	0,01	0,6	0,14
<i>Peltophorum dubium</i>	2	0,13	0,47	0	1,25	1,91	0	0,6	0,14
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	2	0,13	0,47	0,05	6	10,5	0,11	0,65	0,19
<i>Jacaranda macrantha</i>	2	0,13	0,47	0,04	5,5	9,07	0,07	0,64	0,17
<i>Andira anthelmia</i>	2	0,13	0,47	0,03	4	7,96	0,04	0,63	0,17
<i>Bixa orellana</i>	2	0,13	0,47	0	0,95	1,27	0	0,6	0,14
sp.1	1	0,07	0,47	0,08	6,5	18,46	0,17	0,61	0,15
<i>Eugenia brasiliensis</i>	1	0,07	0,47	0,06	4	15,59	0,08	0,59	0,13
<i>Tapirira obtusa</i>	1	0,07	0,47	0,05	8	14,96	0,14	0,59	0,12
<i>Murraya paniculata</i>	1	0,07	0,47	0,04	3,5	12,96	0,05	0,57	0,11
<i>Plinia peruviana</i>	1	0,07	0,47	0,04	6	12,16	0,07	0,57	0,1
<i>Handroanthus umbellatus</i>	1	0,07	0,47	0,03	5	11,78	0,05	0,57	0,1
<i>Pachira aquatica</i>	1	0,07	0,47	0,03	5	11,78	0,05	0,57	0,1
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	1	0,07	0,47	0,02	4	10,19	0,03	0,56	0,09
sp.2	1	0,07	0,47	0,02	7	9,87	0,05	0,56	0,09
<i>Ficus guaranitica</i>	1	0,07	0,47	0,02	10	9,87	0,08	0,56	0,09
<i>Joannesia princeps</i>	1	0,07	0,47	0,02	2,5	9,81	0,02	0,56	0,09
<i>Terminalia glabrescens</i>	1	0,07	0,47	0,02	8	9,55	0,06	0,55	0,09
<i>Endlicheria paniculata</i>	1	0,07	0,47	0,01	5	7	0,02	0,54	0,08
<i>Jacaranda puberula</i>	1	0,07	0,47	0,01	4	6,37	0,01	0,54	0,08
<i>Prunus myrtilifolia</i>	1	0,07	0,47	0,01	6	6,37	0,02	0,54	0,08

Tabela 4. NInd = n° de indivíduos; RelDe = densidade relativa (% de indivíduos); RelFr = frequência relativa; RelDo = dominância relativa; MédAlt = altura média; MédDia = diâmetro médio; Vol = volume; IVI = índice de valor de importância (%); e IVC = índice de valor de cobertura (%), considerando área total de 7,02 ha.

Espécies	NInd	De Rel	Fr Rel	Do Rel	Méd Alt	Méd Dia	Vol	IVI	IVC
<i>Swartzia oblata</i>	1	0,07	0,47	0,01	2	6,37	0,01	0,54	0,08
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	1	0,07	0,47	0,01	2,5	6,05	0,01	0,54	0,08
<i>Tabebuia insignis</i>	1	0,07	0,47	0,01	5	5,64	0,01	0,54	0,07
<i>Cenostigma pluviosum</i>	1	0,07	0,47	0	3,5	1,59	0	0,53	0,07
<i>Apeiba tibourbou</i>	1	0,07	0,47	0	1	1,34	0	0,53	0,07

A espécie mais abundante foi *C. myrianthum* (135 indivíduos) (**Figura 6 – A e B**), encontrada em 07 (sete) das áreas visitadas. *G. guidonia* (**Figura 7 – A e B**) apresentou a maior dominância relativa (16,4%), maior IVI (26,26%), maior IVC (24,87) e a segunda maior densidade relativa (8,47%). No entanto, essa espécie predominou na Área 1 (123 indivíduos) e apresentou frequência relativa de 1,4%. A espécie *T. pernambucense* (**Figura 8 – A e B**) apresentou a segunda maior dominância relativa (11,14%) devido à presença de 65 indivíduos plantados na Área 12. Essa espécie apresentou frequência relativa igual a da espécie *G. guidonia* (1,4%) e foi encontrada somente em três das áreas avaliadas.

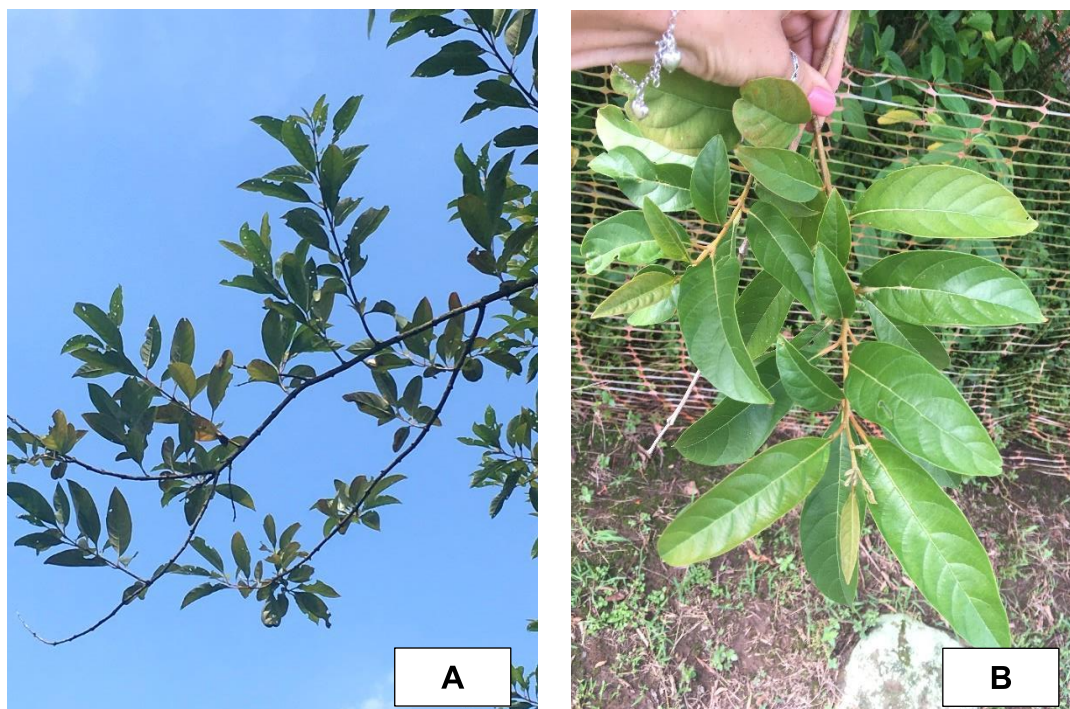


Figura 6. A. Exemplar de *Citharexylum myrianthum* (Verbenaceae). B. Destaque para as folhas da espécie.



Figura 7. A. Exemplar de *Guarea guidonia* (Meliaceae). B. Destaque para os frutos da espécie.



Figura 8. A. Floração de *Talipariti pernambucense* (Malvaceae). B. Dominância da espécie na área 12.

Já as espécies *C. pachystachya*, *Citharexylum myrianthum*, *Erythrina speciosa*, *Inga sessilis*, *Psidium cattleyanum* e *S. terebinthifolia* foram as mais frequentes (Figura 9).

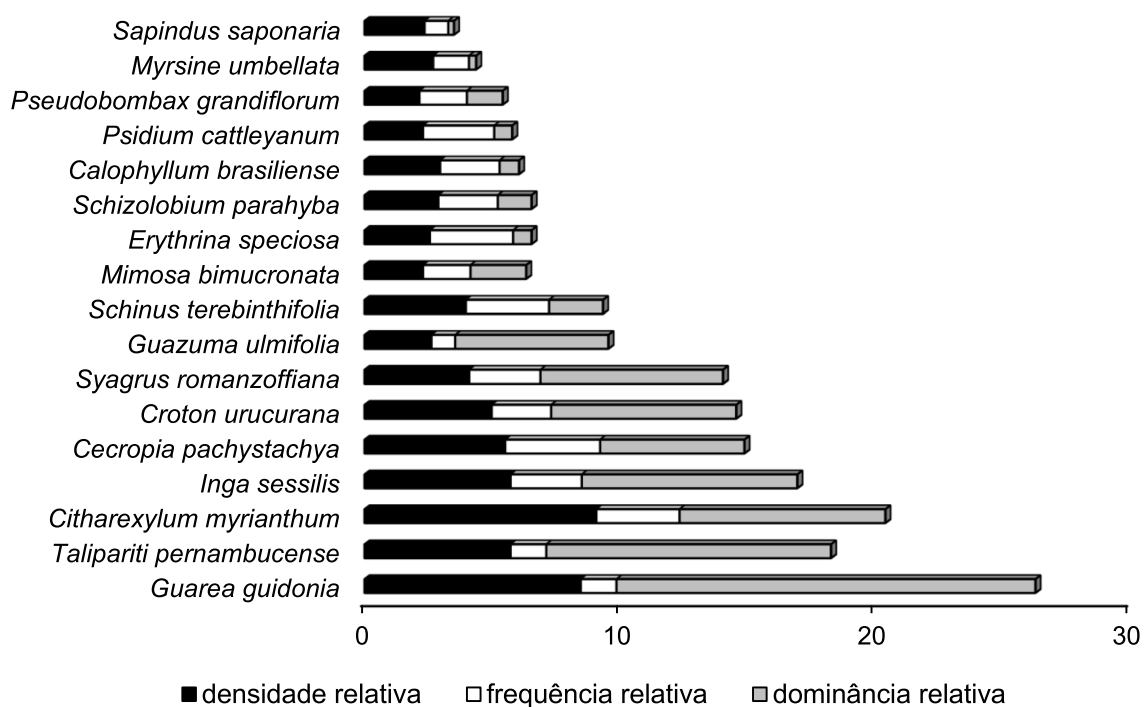


Figura 9. Densidade, frequência e dominância relativa das principais espécies identificadas nas APPs.

Dentre essas espécies, a única em comum entre as APPs avaliadas foi *C. pachystachya*, embora *S. terebinthifolia* e *E. speciosa* também tenham apresentado elevada frequência absoluta. Com relação às espécies mais importantes na estrutura florestal, se destacaram *G. guidonia* (IVI = 26,26%), *T. pernambucense* (IV = 18,25%), *C. myrianthum* (IVI = 20,38%), *I. sessilis* (IVI = 16,93%) e *C. pachystachya* (IVI = 14,89%).

Na **Figura 10** é apresentada a área basal média para cada área de plantio. A área basal variou de 0,01 m² (área 13, onde o plantio foi realizado mais recentemente) a 11,70 m² (área 12, onde foi observada a dominância da espécie *T. pernambucense*).

Os indivíduos presentes na área 12 apresentaram maior diâmetro médio conforme observado na **Figura 11**. As espécies com maiores DAPs correspondem a *F. insipida* (diâmetro médio de 25,21 cm) e *C. speciosa* (diâmetro médio de 24,86 cm). Os menores diâmetros (< 3,00 cm) foram registrados nas áreas 13 e 16 onde o plantio é mais recente e são encontradas as mudas de *P. rigida*, *S. pendula*, *P. parviflora*, *S. saponaria*, *M. umbellata*, *B. orellana*, *T. roseoalba* e *A. sylvatica*.

A maior altura média foi registrada na área 11 (**Figura 12**) devido à abundância de indivíduos da espécie *G. ulmifolia* com altura de 6,0 a 17,0 m.

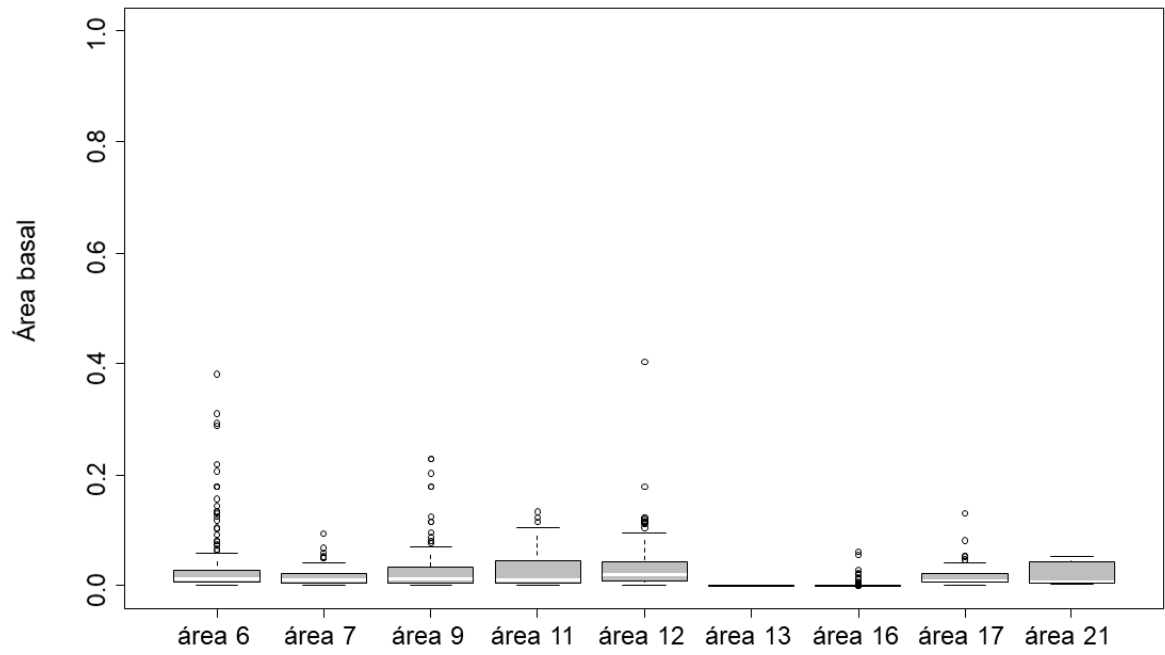


Figura 10. Área basal média dos indivíduos arbustivos e arbóreos identificados nas APPs.

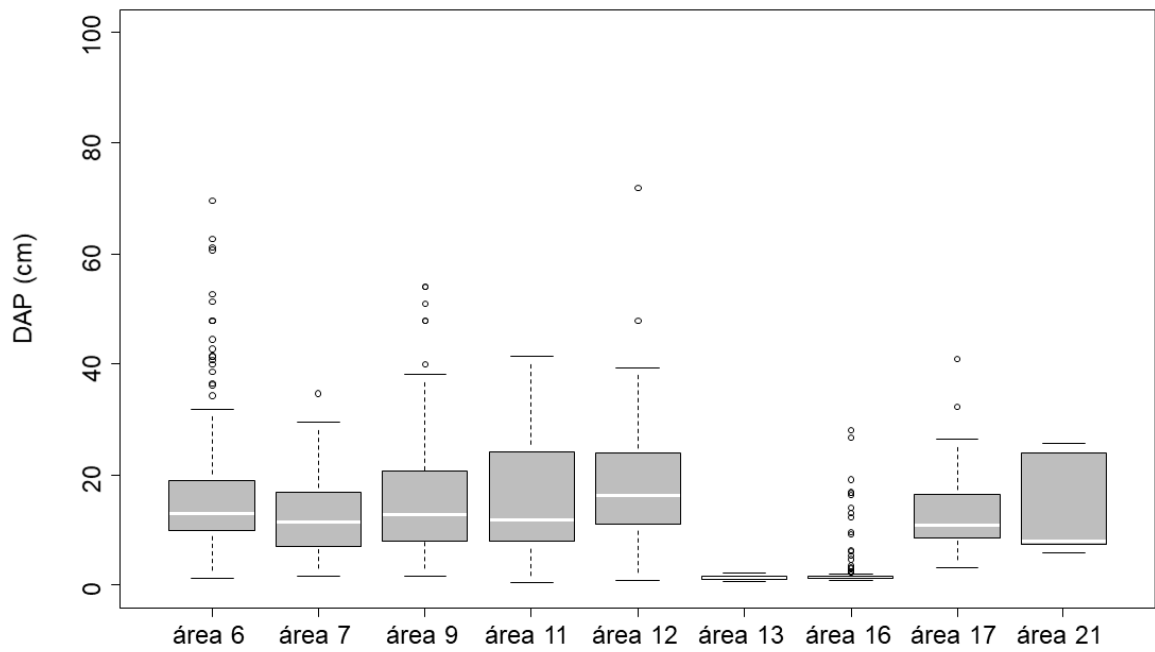


Figura 11. DAP médio dos indivíduos arbustivos e arbóreos identificados nas APPs.

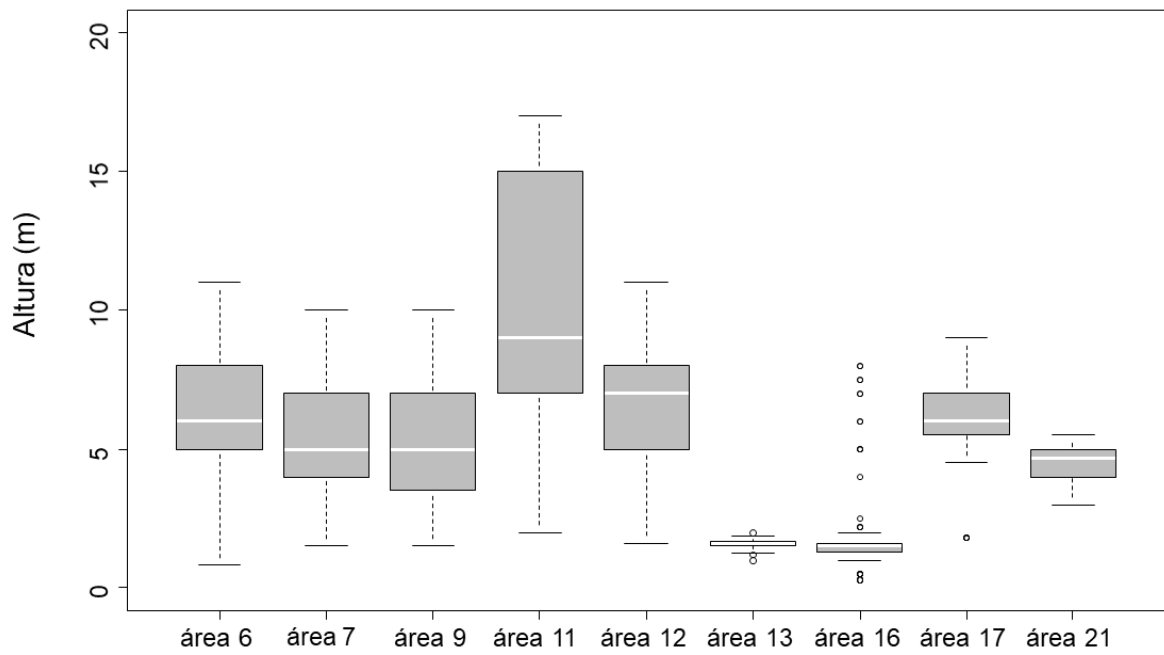


Figura 12. Altura média dos indivíduos arbustivos e arbóreos identificados nas APPs.

O perfil florestal de cada APP elaborado a partir dos dados fitossociológicos é apresentado anexo ao final deste capítulo.

4 Discussão

O plantio de mudas corresponde a uma das técnicas mais empregadas em todo o mundo para a recuperação florestal de áreas degradadas (Ruiz-Jaen & Aide, 2005). No entanto, a recuperação florestal ainda é executada com uma visão exclusivamente dendrológica devido ao uso quase que exclusivo de espécies arbóreas (Reis et al., 2003). Há outras formas de vida nas florestas tropicais que podem ser inseridas nessas áreas, como é o caso de ervas e epífitas (Elliot & Hardwick, 2013). A Lista de Espécies Indicadas para a Restauração Ecológica para Diversas Regiões do Estado de São Paulo (Barbosa et al., 2017), por exemplo, dispõe sobre as espécies lianas e pteridófitas que podem ser inseridas em áreas de Mata Atlântica e de Cerrado, além de espécies de árvores e arbustos. Torna-se fundamental mencionar que há outros métodos reconhecidos pela sua eficiência na recuperação da cobertura vegetal e da biodiversidade, como é o caso das técnicas de nucleação (Yarranton & Morrison, 1974; Reis et al. 2003; Bechara, 2006), de semeadura direta (Isernhagen, 2010) e de muvuca (Sartorelli, 2018).

Já era esperado que Fabaceae predominasse nessas áreas por corresponder a uma das famílias com maior número de espécies no mundo (LWGP, 2017) e por se tratar de um dos grupos mais disponíveis em viveiros florestais no estado de São Paulo (Vidal & Rodrigues, 2019). Também era esperado que Myrtaceae fosse um dos grupos de maior abundância neste estudo por corresponder à segunda família com maior riqueza de espécies proposta para o plantio conforme informado nos projetos de recuperação florestal apresentados ao órgão ambiental pelos empreendedores. Contudo, foram constatadas divergências entre os projetos de recuperação apresentados e aprovados pela Cetesb e as espécies efetivamente plantadas nas APPs, sugerindo que a etapa de elaboração dos projetos pelos empreendedores trata-se apenas de uma formalidade burocrática (Durigan et al., 2010). Ao contrário de Leitão-Filho (1993) e de Pompéia (1997) que identificaram diversos indivíduos da família Melastomataceae nas áreas mais degradadas em Cubatão, não foram encontrados neste estudo representantes dessa família plantados nas APPs visitadas.

Um fator prejudicial constatado através das visitas nas APPs foi o plantio de espécies exóticas, visto a capacidade dessas espécies de ocasionar o desequilíbrio ecológico de toda a comunidade florestal (Brancalion et al., 2007) e de propiciar a degradação biológica local (Reis et al., 2003). O plantio dessas espécies pode ter ocorrido através da produção de mudas em viveiros próprios, ou seja, pertencentes às empresas que produzem as mudas para utilização na recuperação florestal e não doam ou comercializam para terceiros (Vidal & Rodrigues, 2019). Neste caso, acredita-se na possibilidade de que mudas de espécies exóticas tenham sido

produzidas como se fossem nativas em consequência do desconhecimento do responsável pelo viveiro. Outra possibilidade é a aquisição de mudas em viveiros florestais não cadastrados pela Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo – Sima. Através da Coordenação Especial para Restauração de Áreas Degradadas (Cerad), a Sima criou o Mapa dos Viveiros de Mudanças Florestais Nativas do Estado de São Paulo. Nesses mapas são apresentadas as informações sobre os viveiros florestais que produzem mudas de espécies nativas e que estão cadastrados na base de dados do Instituto de Botânica (São Paulo, 2019).

É importante mencionar que espécies vegetais exóticas são, muitas vezes, utilizadas em alguns plantios para um propósito exclusivo, como promoção da cobertura do solo, proteção ou então fixação de nitrogênio. O feijão guandu *Cajanus cajan* (L.) Millsp., por exemplo, é uma leguminosa exótica de porte arbustivo comumente utilizada na adubação verde entre linhas de plantio em áreas de recuperação florestal (Beltrame & Rodrigues, 2008; Castro, 2013; Isernhagen et al., 2014). A espécie possui rápido crescimento e promove a rápida cobertura do solo, além de contribuir para sua recuperação física através da fixação de nitrogênio e de sua biomassa. Apresenta curto ciclo de vida (aproximadamente três anos), fato o que dificulta ação invasora (Beltrame & Rodrigues, 2008). Contudo, caso as espécies exóticas plantadas não tenham um curto ciclo de vida e não sejam substituídas por espécies nativas ao longo da sucessão ecológica, elas devem ser obrigatoriamente removidas da área objeto de recuperação (SER, 2004).

Além do plantio de espécies exóticas, destaca-se a ocorrência em algumas APPs da espécie arbustiva *Piper aduncum* L. Segundo a Flora e Funga do Brasil (2022), essa espécie arbustiva é nativa do Brasil e apresenta ampla distribuição no país. Todavia, *P. aduncum* é comum em áreas degradadas e pode se tornar invasora através da formação de grandes adensamentos de sua população (Ribeiro et al., 1999; Revilla, 2000; Dousseau, 2009). O mesmo ocorre com a espécie *Hedychium coronarium* J. Koenig, macrófita perene de ocorrência em ambientes úmidos e originária da Ásia (Instituto Hórus, 2022). Devido ao seu rápido crescimento e dispersão, a espécie forma grandes adensamentos e pode substituir a cobertura vegetal nativa (Lorenzi, 2001). O controle de *H. coronarium* é dificuldade em virtude de sua reprodução vegetativa através de seus rizomas que são dispersos pela água (Kissmann & Groth, 1991).

Com relação à riqueza de espécies, os valores obtidos neste estudo pelo Índice de Diversidade de Shannon (H') foram superiores ao valor obtido por Leitão-Filho (1993) no vale do rio Mogi em Cubatão. A área estudada pelo autor, no entanto, apresenta histórico de degradação em função do polo industrial situado na região (Leitão-Filho, 1993). Pompéia

(1997) registrou nessa mesma região índice de diversidade de 2,81. Já no vale do rio Pilões em Cubatão, onde a vegetação não apresentava sinais de degradação, Leitão-Filho (1993) e Pompéia (1997) obtiveram valores de diversidade muito superiores aos obtidos no presente estudo (4,81). Os valores de diversidade obtidos neste estudo devem, no entanto, serem utilizados somente como uma estimativa, já que o tamanho de cada área avaliada e o plantio intencional de espécies distintas pode influenciar diretamente sobre os índices (Mantovani et al., 2005). Mesmo assim, o plantio de diversas espécies nativas em áreas fragmentadas e degradadas pode assegurar a produção de sementes dos diferentes grupos ecológicos que compõem o dossel, sub-bosque e o estrato emergente, possibilitando, assim, a regeneração e a manutenção da heterogeneidade da floresta em formação durante a sucessão ecológica (Brançalion et al., 2010).

Não há evidências de que a recuperação florestal com elevada riqueza de espécies não tenha atingido um estágio de autoperpetuação dentro de 10 a 20 anos após o plantio em florestas tropicais (Aronson & Lepezyk, 2017). Dados publicados por Crouzeilles et al. (2016) indicaram que a recuperação de florestas degradadas elevou em 44% a biodiversidade geral nessas áreas. Os resultados obtidos por Rodrigues & Gandolfi (2004) em uma área objeto de recuperação florestal no interior do estado de São Paulo apontaram que o plantio de elevada riqueza de espécies propiciou a manutenção da diversidade e, consecutivamente, aumentou as chances de restauração dos processos ecológicos e da perpetuação do ambiente. Alguns estudos indicaram a presença de elevada riqueza de espécies nas margens de cursos d'água da Mata Atlântica no estado de São Paulo. Gandolfi et al. (1995) encontraram 167 espécies distribuídas em 47 famílias através do levantamento florístico e fitossociológico de trecho de mata ciliar no município de Guarulhos. Já Campos et al. (2011) encontraram 142 espécies distribuídas em 41 famílias em área de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas localizada na margem de um curso d'água no litoral norte do estado de São Paulo.

Em função dos adensamentos exigidos pelo órgão ambiental com as espécies que melhor se desenvolveram nas áreas, muitas vezes são escolhidas as espécies pioneiras que atingem rapidamente a idade adulta e morrem, deixando pouco tempo e condições favoráveis ao desenvolvimento das espécies secundárias (Barbosa et al., 2003; Ribeiro et al., 2009). Por isso, espécies secundárias típicas de estágios mais avançados da sucessão ecológica devem ser inseridas nas linhas de diversidade de modo a promover a longo prazo o desenvolvimento, a automanutenção da estrutura florestal e a maior diversidade funcional no sistema, desde que distribuídas em densidades adequadas (Nave & Rodrigues, 2006).

Dentre as espécies de maior frequência nas APPs avaliadas neste estudo, somente *E. speciosa* e *I. sessilis* são endêmicas do Brasil (Flora e Funga do Brasil, 2022). As espécies *S. terebinthifolia* e *C. myrianthum*, também frequentes nas APPs, estão entre as espécies mais disponíveis em viveiros florestais no estado de São Paulo (Barbosa & Martins, 2003). *S. terebinthifolia* é recomendada para as ações de recuperação de áreas degradadas devido ao seu rápido crescimento e desenvolvimento da copa (Souza et al., 2001). É ideal para áreas sujeitas a inundações e encharcamento do solo, além de colonizar áreas abertas presentes em margens de rios e terrenos aluviais (Durigan et al., 2002). A espécie de pau-viola *C. myrianthum* também é recomendada para a recuperação das margens de cursos d'água (Durigan et al., 2002) por ser característica de ambientes úmidos e produzir anualmente grandes quantidades de sementes facilmente dispersas pela avifauna (Lorenzi, 2008). Neste estudo, a espécie apresentou frequência relativa igual a 8,29% dentre o total dos indivíduos avaliados.

G. guidonia, espécie mais importante nas áreas recuperadas, apresenta maior dispersão ao longo de cursos d'água (Lorenzi, 2008). No entanto, o plantio de diversos indivíduos da espécie em uma única área pode impedir o estabelecimento e o desenvolvimento de outras espécies (Barbosa, 2006). O mesmo ocorre com *T. pernambucense*, representada por 65 indivíduos na área 12 (sub-bacia Rio Mogi). A espécie é característica de bosques de mangue (Lorenzi, 2016); logo, não é adequada para a recuperação florestal de Florestas Ombrófilas.

A elevada abundância de algumas espécies e a baixa diversidade associada a plantios podem influenciar negativamente a estabilização e a conservação da vegetação, contribuir para a competição interespecífica e prejudicar o estabelecimento de indivíduos regenerantes e o aumento da diversidade em decorrência da presença de fauna dispersora (Barbosa, 2006). Com a elevada abundância de poucas espécies, podem surgir ainda os problemas associados a doenças e ao ataque de pragas (Kageyama, 2007). De acordo com Pivello et al. (2018), a elevação das taxas de crescimento populacional de algumas espécies nativas pode ser tornar muito maior que a do restante da comunidade vegetal, favorecendo o alcance de novos locais e a substituição de outras espécies nativas. Essas espécies são chamadas de superdominantes e podem alterar a estrutura da vegetação e impedir a regeneração natural, assim como as exóticas invasoras.

Ao contrário da presença de muitos indivíduos de uma mesma espécie, nota-se a ocorrência de apenas 01 exemplar para 21 (vinte e uma) das espécies registradas nas APPs, fato comum na Mata Atlântica onde muitas espécies de árvores são representadas por apenas alguns indivíduos em uma determinada área (Caiafa & Martins, 2010). Porém, a abundância não pode ser utilizada como parâmetro de importância de uma dada espécie em um dado local, pois mesmo espécies relativamente raras podem influenciar fortemente o ecossistema e a

comunidade (Hooper et al., 2005). De modo a reverter esse cenário, a reintrodução de espécies através de plantios de enriquecimento pode fornecer populações intermediárias e aumentar a persistência de espécies na paisagem (Rodrigues et al., 2011; Banks-Leite et al., 2014).

Com relação aos demais parâmetros avaliados através das visitas de campo nas APPs recuperadas, o maior diâmetro médio ($17,73 \pm 9,22$) e a maior área basal média ($0,0313941 \pm 0,03$) registrados na área 12 podem estar atribuídos tanto à idade do plantio como à dominância de *T. pernambucense*, espécie representada por diversos indivíduos no local conforme já mencionado. Também é válido lembrar que florestas objetos de plantio em áreas de Mata Atlântica tendem a acumular biomassa mais rapidamente quando comparadas com ecossistemas naturais (Souza & Batista, 2004; Melo & Durigan, 2007). Ao contrário disso, Leitão-Filho (1993) observou na área do rio Mogi que a floresta natural não estava se desenvolvendo em virtude de não haver o aumento da área basal ao longo do tempo, sugerindo um declínio na biomassa arbórea da região.

Em áreas de Floresta Ombrófila Densa em regeneração natural com diferentes idades na encosta da Serra do Mar no Estado de São Paulo, Tabarelli & Mantovani (1999) relataram áreas basais de 5,0 m²/ha com 10 anos, 23,4 m²/ha com 18 anos e 33,4 m²/ha com 40 anos, resultados bem acima dos valores obtidos neste estudo através do plantio de mudas. Cardoso-Leite et al. (2016) estudaram um fragmento de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas sob regeneração natural seis anos após a sua degradação e encontraram área basal de 3,62 m²/ha para as espécies arbóreas, resultado inferior ao registrado neste estudo. Desta forma, os dados obtidos por Cardoso-Leite et al. (2016) sugerem que as ações de recuperação florestal de fato aceleram o processo de estruturação da vegetação, embora o aumento da área basal possa contribuir para a cobertura do solo, mas não necessariamente para a recuperação da riqueza de espécies das APPs.

5 Conclusões

O órgão ambiental deve avaliar se a recuperação florestal é de fato executada conforme proposto nos projetos elaborados pelos empreendedores e aprovados previamente ao início da execução dessas ações. A diversidade encontrada nas áreas, inferior ao registrado em áreas de vegetação mais preservadas na Baixada Santista, evidencia a necessidade do plantio de elevado número de espécies em proporções adequadas nas ações de recuperação florestal da região. As espécies regenerantes exóticas e de potencial invasor, como é o caso de *Piper aduncum* e *Hedychium coronarium*, devem ser erradicadas para possibilitar o desenvolvimento das espécies nativas plantadas e para subsidiar a regeneração de espécies nativas de ocorrência na região. Após o controle de espécies exóticas e de potencial invasor, a limpeza entre as linhas de plantios constatada em algumas das APPs avaliadas deve ser cessada para garantir a regeneração natural de espécies nativas e o aumento da diversidade ao longo da sucessão ecológica.

Algumas espécies podem ser restritas pelo órgão ambiental tanto no momento da análise dos projetos como durante o monitoramento dos plantios caso elas possam comprometer a colonização e o desenvolvimento de outras espécies nativas. A proibição do plantio de mudas de espécies características de outras fitofisionomias também pode contribuir com o aumento da diversidade local, bem como de espécies notoriamente abundantes na região ou nas imediações da área a ser recuperada. Assim, pode ser dada à preferência para a adoção de espécies de ocorrência da região que estão representadas por poucos indivíduos, inclusive das ameaçadas de extinção. Por esse motivo, a obtenção de informações na região, como composição de espécies, diversidade e estrutura da vegetação, são fundamentais para subsidiar a implementação de medidas de conservação da Mata Atlântica e de sua biodiversidade. Esse fato contribui para a relevância do desenvolvimento de estudos florísticos em APPs de cursos d'água na região, bem como evidencia a importância dos resultados obtidos pela presente pesquisa. Além disso, o ideal é que ocorra a distribuição de proporções adequadas das diferentes espécies na área a ser recuperada para maximizar o aumento da riqueza de espécies e, consecutivamente, da diversidade.

Os resultados obtidos são pioneiros na região e evidenciam a importância do levantamento florístico e fitossociológico dessas áreas legalmente protegidas, principalmente para subsidiar a análise da efetividade das legislações ambientais em vigor quanto às ações de recuperação florestal em áreas de Mata Atlântica.

6 Referências Bibliográficas

- Agem. 2013. Agência Metropolitana da Baixada Santista. Plano Metropolitano de Desenvolvimento Estratégico da Baixada Santista, 2014-2030. Mapa de Uso e Ocupação do Solo - Território. GeoBrasilis. Disponível em: <<http://www.agem.sp.gov.br/pmdebs/>> (acesso em agosto de 2020).
- Araújo, S.M.V.G. 2002. As áreas de Preservação Permanente e a questão urbana: estudo técnico consultoria legislativa da área de meio ambiente, direito ambiental, organização territorial, desenvolvimento urbano e regional. Brasília, DF: 12 p.
- Aronson, M.; Lepczyk, C. A. 2017. Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4): 189-196. <https://doi.org/10.1002/fee.1480>.
- Assis, A. M., Pereira, O. J.; Thomas, L. D. 2004. Fitossociologia de uma floresta de restinga no Parque Estadual Paulo César Vinha, Setiba, município de Guarapari (ES). *Revista Brasileira de Botânica*, 27: 349-361.
- Banks-Leite, C.; Pardini, R.; Tambosi, L. R.; Pearse, W. D.; Bueno, A. A.; Bruscin, R. T.; Condez, T. H.; Dixó, M.; Igari, A. T.; Martensen, A. C.; Metzger, J. P. 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspots. *Science*, 345: 1041. <https://doi.org/10.1126/science.1255768>.
- Barbosa, L. M.; Barbosa, K. C.; Barbosa, J. M.; Fidalgo, A. O.; Rondon, J. N.; Junior, N. N.; Martins, S. E.; Duarte, R. R.; Casagrande, J. C.; Carlone, N. P. 2007. Estabelecimento de Políticas Públicas para Recuperação de Áreas Degradadas no Estado de São Paulo: o Papel das Instituições de Pesquisa e Ensino. *Revista Brasileira de Biociências*, 5(1): 162-164.
- Barbosa, L. M. 2000. Considerações gerais em modelos de recuperação de formações ciliares. In: Rodrigues, R. R.; Leitão-Filho, H. F. (Ed.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Edusp; Fapesp, p.289-312.
- Barbosa, L. M. 2006. *Manual para recuperação de áreas degradadas do Estado de São Paulo: matas ciliares do interior paulista*. São Paulo: Instituto de Botânica.
- Barbosa, L. M.; Martins, S. E. 2003. Diversificando o reflorestamento no estado de São Paulo: espécies disponíveis por região e ecossistema. São Paulo. Instituto de Botânica, p. 64.
- Barbosa, L. M.; Potomati, A. 2003. A situação atual da recuperação de áreas degradadas no Estado de São Paulo e a importância da Resolução SMA nº 21, de 21/11/2011. In: Barbosa, L. M.; Potomati, A. *Manual prático para recuperação de áreas degradadas e Anais do Seminário regional sobre recuperação de áreas degradadas: conservação e manejo de formações florestais litorâneas*. Ilha Comprida: Secretaria de Meio Ambiente: Prefeitura de Ilha Comprida, p. 31-32.
- Barbosa, L. M.; Shirasuna, R. T.; Lima, F. C.; Ortiz, P. R. T.; Barbosa, K. C.; Barbosa, T. C. 2017. Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo / Luiz Mauro Barbosa -- São Paulo: Instituto de Botânica, 344p.

Bellotto, A.; Viani, R. A. G.; Nave, A. G.; Gandolfi, S. Rodrigues, R. R. 2009. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: Rodrigues RR, Brancalion PHS, Isernhagen I. Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 128-147.

Bechara, F. C. 2006. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. Tese de Doutorado, Curso de Pós-Graduação em Recursos Florestais, ESALQ-USP, Piracicaba.

Beltrame, T. P.; Rodrigues, E. 2008. Comparação de diferentes densidades de feijão guandu (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.) na restauração florestal de uma área de reserva legal no Pontal do Paranaparema, SP. Scientia Forestalis, 36(80): 317-327.

Brancalion, P. H. S.; Garcia, L. C.; Loyola, C.; Rodrigues, R. R.; Pillar, V. D.; Lewinsohnf, T. M. 2016. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. *Natureza & Conservação*, 14(1):1–15. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.003>.

Brancalion, P.H.S.; Niamir, A.; Broadbent, E.; Crouzeilles, R.; Barros, F. S. M.; Zambrano, A. M. A.; Baccini, A.; Aronson, J.; Goetz, S.; Chazdon, R. L.; Strassburg, B. B. N.; Wilson, S. 2019. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscape. *Science Advances*, 5(7). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav3223>.

Brancalion, P.H.S.; Novembre, A.D.L.C.; Rodrigues, R.R.; Chamma, H.M.C.P. 2007. Estabelecimento da temperatura ótima para a germinação das sementes de 272 espécies arbóreas nativas do Brasil. *Informativo Abrates*, 17(1): 55-68.

Brancalion, P. H. S.; Rodrigues, R. R.; Gandolfi, S.; Kageyama, P. Y.; Nave, A. G.; Gandara, F. B.; Barbosa, L. M.; Tabarelli, M. 2010. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. *Revista Árvore*, 34(3), Viçosa. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000300010>.

Brasil. 2000. Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. *Diário Oficial da União, Poder Executivo*, 19 jul.2000. Seção 1, p. 1.

Brasil. 2011. Lei Federal nº 12.527, de 18 de novembro de 2011. Regulamenta o acesso a informações do art. 5º, no inciso II do § 3º do art. 37 e no § 2º do art. 216 da Constituição Federal; altera a Lei nº 8.112, de 11 de dezembro de 1990; revoga a Lei nº 11.111, de 5 de maio de 2005, e dispositivos da Lei nº 8.159, de 8 de janeiro de 1991; e dá outras providências. *Diário Oficial da União, Poder Executivo*, 18 nov. 2011. p. 1.

Brasil. 2012. Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 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 nº 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, Poder Executivo*, 28 mai. 2012. p. 1.

Brasil. 2022. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Portaria nº 148, de 07 de junho de 2022. Altera os Anexos da Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. Diário Oficial da União, Poder Executivo, 07 jun. 2022. p. 1.

Byng, J. W. et al. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. The Linnean Society of London, Botanical Journal of the Linnean Society. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>.

Caiafa, A. N.; Martins, F. R. 2010. Forms of rarity of tree species in the southern Brazilian Atlantic rainforest. *Biodiversity and Conservation*, 19: 2597-2618. <http://doi.org/10.1007/s10531-010-9861-6>.

Campoe, O. C.; Ianneli, C.; Stape, J. L.; Cook, R. L.; Mendes, J. C. T.; Vivian, R. 2014. Atlantic forest tree species responses to silvicultural practices in a degraded pasture restoration plantation: from leaf physiology to survival and initial growth. *Forest Ecology and Management*, 313: 233-243. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.016>.

Campoe, O. C.; Stape, J. L.; Mendes, J. C. T. 2010. Can intensive management accelerate the restoration of Brazil's Atlantic forests? *Forest Ecology and Management*, 259: 1808-1814 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.026>.

Campos, M. C. R. de; Tamashiro, J. Y.; Assis, M. A.; Joly, C. A. 2011. Florística e fitossociologia do componente arbóreo da transição Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas - Floresta Ombrófila Densa Submontana do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 11(2): 301-312. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000200030>.

Cardoso-Leite, E.; Castello, A. C. D.; Coelho, S.; Coelho, J. C.; Schievenin, D. F.; do Carmo, J. B. 2016. Recovery Of Richness, Biomass And Density In Atlantic Rainforest Areas After Clearcutting. *Revista Árvore*, 40(3): 499-508. <https://doi.org/10.1590/0100-67622016000300013>.

Castro, D.C.V. 2013. Semeadura direta de espécies arbustivas e de adubação verde como estratégia de sombreamento para restauração de áreas degradadas. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 95 p.

CBH-BS. 2021. Comitê da Bacia Hidrográfica da Baixada Santista. Relatório de Situação dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica da Baixada Santista, 58 p. Disponível em: <https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/deliberation//CBHBS/21657/rs2021_formatado_rev11.pdf> (acesso em setembro de 2022).

Chazdon, R. L. 2008. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science*, 320. <http://doi.org/10.1126/science.1155365>.

CRIA. Centro de Referência e Informação Ambiental. Specieslink 2022. Available from: <https://specieslink.net/>.

Crouzeilles, R.; Curran, M.; Ferreira, M. S.; Lindenmayer, D. B.; Grelle, C. E. V.; Rey Benayas, J. M. 2016. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature Communications*, 7. <https://doi.org/10.1038/ncomms11666>.

Cunha, C. M. L. da; Oliveira, R. C. de. 2015. Baixada Santista: uma contribuição à análise geoambiental [online]. São Paulo: Editora UNESP, pp. 35-60. <https://doi.org/10.7476/9788568334553>.

Dousseau, S. 2009. Propagação, características fotossintéticas, estruturas, fitoquímicas e crescimento inicial de *Piper aduncum* L. (Piperaceae). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, Brasil. 13-14p.

Durigan, G.; BernacciII, L. C.; FrancoIII, G. A. D. C.; Arbocz, G. de F.; Metzger, J. P.; Catharino, E. L. M. 2008. Estágio sucessional e fatores geográficos como determinantes da similaridade florística entre comunidades florestais no Planalto Atlântico, Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 22(1), São Paulo. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000100007>.

Durigan, G.; Engel, V. L.; Torezan, J. M.; Melo, A. C. G. De; Marques, M. C. M., Martins, S. V.; Reis, A.; Scarano, F. R. 2010. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *Revista Árvore*, 34(3): 471-485. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000300011>.

Durigan, G. et al. 2002. Caracterização de dois estrados da vegetação em uma área de cerrado no município de Brotas, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 16(3), p.251-262. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062002000300002>.

Elliott, S. D.; Blakesley, D.; Hardwick, K. 2013. *Restoring Tropical Forests: a Practical Guide*. Royal Botanic Gardens, Kew; 344 pp.

Filgueiras, T. S.; Nogueira, P. E.; Brochado, A. L. & Guala II, G. F. 1994. Caminhamento: um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos. *Cadernos de Geociências*, 12, p. 39-43.

Flora e Funga do Brasil. 2022. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>> (acesso em agosto de 2022).

Gandolfi, S.; Leitão-Filho, H. de F.; Bezerra, C. L. F. 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma Floresta Mesófila Semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, 55(4):753-767.

Gann, G. D.; McDonald, T.; Walder, B.; Aronson, J.; Nelson, C. R.; Jonson, J.; Hallet, J. G.; Eisenberg, C.; Guariguata, M. R.; Liu, J.; Hua, F.; Echeverría, C.; Gonzales, E.; Shaw, N.; Decler, K.; Dixon, K. W. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27(1):1-46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035/>.

Holl, K.D.; Aide, T.M. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261(10): 1558-1563. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>.

Holl, K. D. 2017. Research Directions in Tropical Forest Restoration. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 102(2), 237-250. <https://doi.org/10.3417/2016036>.

Hooper, E. R.; Legendre, P.; Condit, R. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology*, 42: 1165–1174. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01106.x>

IBGE. 2009. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Apresenta o histórico dos municípios brasileiros e dados socioeconômicos dos censos realizados em 1991, 2000 e 2007. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>> (acesso em agosto de 2020).

Instituto Horus. 2009. I3N-Brasil. Disponível em: <<http://bd.institutohorus.org.br/www/>> (acesso em abril de 2021).

Isernhagen, I. 2010. Uso de semeadura direta de espécies arbóreas ativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade do Estado de São Paulo, Piracicaba

Isernhagen, I.; Brancalion, P.H.S.; Gandolfi, S.; Rodrigues, R.R. 2009. Abandono da cópia de um modelo de floresta madura e foco na restauração dos processos ecológicos responsáveis pela re-construção de uma floresta (fase atual). In: R.R. Rodrigues, P.H.S. Brancalion & I. Isernhagen (orgs.). Pacto pela restauração da mata atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. 1 ed. LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, São Paulo, pp. 31-36.

Isernhagen, I.; Brancalion, P. H. S.; Rodrigues, R. R. 2014. Adubação verde na restauração florestal. In: Lima Filho, O. F.; Ambrosano, E. J.; Rossi, F.; Carlos, J. A. D. Adubação verde e plantas de cobertura no Brasil: fundamentos e práticas. Brasília: Embrapa, v. 2, p. 269-288.

Joly, C. A. et al. 2012. Florística e fitossociologia em parcelas permanentes da Mata Atlântica do sudeste do Brasil ao longo de um gradiente altitudinal. *Biota Neotropica*, 12(1): 125-145. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000100012>.

Kageyama, P. Y. 2007. A biodiversidade como ferramenta em agroecossistemas. In: Barbosa, L.M. e Santos Jr., N.A., (orgs). *A Botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais*. São Paulo: 83-87.

Kissmann, K. G.; Groth, D. 1991. Plantas infestantes e nocivas. São Paulo, Basf Brasileira, p. 590-593.

Krebs, C. J. 1999. *Ecological Methodology*. Menlo Park, California, 2nd edition, Benjamin/Cummings.

Leitão-Filho, H. F. 1982. Aspectos taxonômicos das florestas de estado de São Paulo. *Silvicultura em São Paulo* 16 (1): 197-206. Anais do Congresso Nacional sobre Essências Nativas, Campos do Jordão.

Leitão-Filho, H. F. 1993. *Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão*. São Paulo & Campinas: Editora da Universidade Estadual Paulista & Editora da Universidade Estadual de Campinas, p. 185.

Lewis, S. L.; Edwards, D. P.; Galbraith, D. 2015. Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, 349(6250): 827–832.

Lorenzi, H. 2008. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 1 vol, 5 ed., 384 p.

Lorenzi, H. 2016. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 3 vol, 2 ed., 384 p.

Lorenzi, H. et al. 2018. *Árvores e arvoretas exóticas no Brasil: madeireiras, ornamentais e aromáticas*. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 1 ed., 464 pp.

Lorenzi, H. 1991. *Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais*. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2 ed., 440 p.

LWGP. 2017. Leguminosae Working Group Phylogeny. A new subfamily classification of the Leguminosae based on a taxonomically comprehensive phylogeny. *Taxon*, 66: 44-77. <https://doi.org/10.12705/661.3>

Mantovani A.; Reis, A.; Anjos, A.; Siminski, A.; Fantini, A. C.; Puchalski, A. et al. 2005. Inventário e manejo florestal. Amostragem, caracterização de estádios sucessionais na vegetação catarinense e manejo do palmitero (*Euterpe edulis*) em regime de rendimento sustentável. Florianópolis: Núcleo de Pesquisas em Florestas Tropicais – NPFT.

Magurran, A. 1988. *Ecological Diversity and its measurement*. Cambridge, University Press. 1988.

Meli, P.; Holl, K. D.; Benayas, J. M. R.; Holly, P. J.; Jones, P. C.; Montoya, D.; Mateos, D. M. 2017. A global review of past land use, climate and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *Plos One*, 12(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171368>.

Melo, A. C. G.; Durigan, G. 2007. Structural evolution of planted riparian forests in the Medium Paranapanema Valley, SP, Brazil. *Scientia Florestalis*, 73: 101-111.

Melo, F. P. L.; Lemire, D.; Tabarelli, M. 2007. Extirpation Of Large-Seeded Seedlings From the edge of a large Brazilian Atlantic forest fragment. *Ecoscience*, 14(1): 124-129. [https://doi.org/10.2980/1195-6860\(2007\)14\[124:EOLSFT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2980/1195-6860(2007)14[124:EOLSFT]2.0.CO;2).

Menezes, G. V.; Schaeffer-Novelli, Y.; Poffo, I. R. F.; Eysink, G.G.J. 2005. Recuperação de manguezais: um estudo de caso na Baixada Santista de São Paulo, Brasil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 9(1): 67-74. <https://doi.org/10.14210/bjast.v9n1.p67-74>

Menghini, R. P. 2008. *Dinâmica da recomposição natural em bosques de mangue impactados: Ilha Barnabé (Baixada Santista), SP, Brasil*. 2008. Tese (Doutorado) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 207 p.

Menz, M. H. M.; Phillips, R. D.; Winfree, R.; Kremen, C.; Johnson, S. D.; Dixon, K. W. 2010. Reconnecting plants and pollinators: challenges in the restoration of pollination mutualisms. *Trends in Plants Science*, 16(1): 4-12. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2010.09.006>.

- Metzger, J. P. 2002. Bases biológicas para a Reserva Legal. *Ciência Hoje*, 31: 183.
- Minnemeyer, S.; Laestadius, L.; Sizer, N. 2011. A world of opportunity. World Resource Institute, Washington D.C.
- Morellato, L. P. C, Leitão-Filho, H. F. 1992. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In *História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil* (L.P.C. Morellato, org.).
- Mueller-Dombois D; Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. New York: John Wiley e Sons.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; da Fonseca, G. A. B.; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for Conservation priorities. *Nature*, 403: 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>.
- Nave, A. G.; Rodrigues, R. R. 2006. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: Rodrigues, R.R.; Martins, S.V.; Gandolfi, S. (Org.). *High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil*. New York: Nova Science Publishers, p.197-206.
- Oliveira-Filho, A.T.; Fontes, M. A. L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, 32:793-810. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x>
- Oscar-Júnior, A. C. da S., Oliveira Santos, B. B.; Hosokawa, E. K., de Araújo, P. P., Carriço, J. M. 2019. Land Use Change Dynamics in the Metropolitan Region of Baixada Santista MRBS (SP): Between Development and Environmental Impacts. In: Nunes, L. H.; Greco, R.; Marengo, J. A. *Climate Change in Santos Brazil: Projections, Impacts and Adaptation Options*. Springer, 310 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-96535-2>.
- Pivello, V. R.; Vieira, M. V.; Grombone-Guaratini, M. T.; Silva Matos, D. M. 2018. Thinking about super-dominant populations of native species – Examples from Brazil. *Perspectives in ecology and Conservation*, 16 (2): 74-82. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.04.001>.
- Pompéia, S. L. 1997. Sucessão secundária da Mata Atlântica em áreas afetadas pela poluição atmosférica Cubatão, SP. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Reis, A.; Bechara, F. C.; Espíndola, M. B.; Vieira, N. K.; Souza, L. L. 2003. Restoration of damaged land areas: Using nucleation to improve successional processes. *The Brazilian Journal of Nature Conservation*, 1 (1): 85-92.
- Rezende, C. R., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N., Tabarelli, M., Fonseca, G. A. & Mittermeier. 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16: 208–214. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>.
- Ribeiro, J. E. L. S.; Hopkins, M. J. G.; Vicentini, A.; Sothers, C. A.; Costa, M. A. S.; Brito, J. M.; Souza, M. A. D.; Martins, L. H. P.; Lohmann, L. G.; Assunção, P. A. C. L.; Pereira, E. C.; Silva, C. F.; Mesquita, M. R.; Procópio, L. C. 1999. *Flora da Reserva Ducke: Guia de*

identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central. Manaus: INPA. 816 p.

Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Ponzoni, F. J.; Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for Conservation. *Biological Conservation*, 142 (2009): 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.

Rodrigues, R. R.; Gandolfi, S. 2004. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: Rodrigues, R. R.; Leitão-Filho, H. de F. (eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP, p. 235-247.

Rodrigues, R.R.; Gandolfi, S.; Nave, A. G.; Aronson, J.; Barreto, T. E.; Vidal, C. Y.; Brancalion, P. H. S. 2011. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, 261: 1605–1613. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.005>

Rodrigues, R. R.; Gandolfi, S.; Nave, A. G.; Aronson, J.; Barreto, T. E.; Vidal, C. Y.; Brancalion, P. H. S. 2010. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, 261(10): 1605-1613. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.005>.

Rodrigues, R.R., Lima, R.A.F., Gandolfi, S., Nave, A.G., 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142: 1242–1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>.

RStudio Team. 2015. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. Disponível em: <<http://www.rstudio.com/>> (acesso em janeiro de 2022).

Ruiz-Jaen, M. C.; Aide, T. M. 2005. Restoration Success: How Is It Being Measured? *Restoration Ecology*, 13(3):569-577. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x>.

São Paulo. 2019. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente - Sima. Instituto de Botânica. Coordenação Especial para Restauração de Áreas Degradadas (CERAD). Mapa dos Viveiros de Mudas Florestais Nativas do Estado de São Paulo. Disponível em: <<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutodebotanica/cerad/viveiros-do-estado/>> (acesso em janeiro de 2022).

São Paulo. 2020. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente - Sima. Instituto Florestal. Inventário Florestal do Estado de São Paulo: Mapeamento da Cobertura Vegetal Nativa. Disponível em: <<https://smastr16.blob.core.windows.net/home/2020/07/inventarioflorestal2020.pdf>> (acesso em outubro de 2020).

São Paulo. 2015. Secretaria de Meio Ambiente. Portaria CBRN n° 01, de 17 de janeiro de 2015. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica, considerando o disposto no § 2º do artigo 16 da Resolução SMA 32, de 03 de abril de 2014. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, 17 jan. 2015. Seção 1, p. 45-46.

São Paulo. 2014. Secretaria de Meio Ambiente. Resolução SMA n° 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 de São Paulo, São Paulo, 05 abr. 2014. Seção 1, p. 36-37.

São Paulo. 2016. Secretaria de Meio Ambiente. Resolução SMA n° 57, de 05 de junho de 2016. Publica a segunda revisão da lista oficial das espécies da flora ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 07 jun. 2016, Seção I, p. 69-71.

São Paulo. 2006. Secretaria de Meio Ambiente. Resolução SMA n° 58, de 29 de dezembro de 2006. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder Executivo, São Paulo, 05 abr. 2006. Seção 1, p. 36-37.

Sartorelli, P. A.; Filho, E. M. C. 2017. Guia de plantas da regeneração natural do Cerrado e da Mata Atlântica. São Paulo: Agroicone.

SER. 2004. Society for Ecological Restoration International Science e Policy Working Group. The SER International Primer on Ecological Restoration (available from <http://www.ser.org>) accessed in July 2005. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona.

Shepherd, G.J. 2010. Fitopac. Versão 2.1. Campinas, SP: Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas - Unicamp.

Silva, J. M. C.; Tabarelli, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature*, 404: 72-74. <https://doi.org/10.1038/35003563>.

Souza, F. M.; Batista, J. L. F. 2004. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management*, 191: 185-200. <https://doi.org/10.1038/35003563>.

Souza, P. A.; Venturini, N.; Macedo, R. L. G.; Alvarenga, M. I. N.; da Silva, V. F. 2001. Estabelecimento de espécies arbóreas em recuperação de área degradada pela extração de areia. *Cerne*, 7: 43-52.

Tabarelli, M.; Lopes, A. V.; Peres, C. A. 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica*, 40:657-661. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00454.x>.

Tabarelli, M.; Mantovani, W. 1999. A Regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 59 (2): 239-250. <https://doi.org/10.1590/S0034-71081999000200008>.

Tabarelli, M.; Pinto, L. P.; Silva, J. M. C.; Hirota, M. M.; Bedê, L.C. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade*, 1 (1): 132-138.

Tropics.org. Missouri Botanical Garden. Disponível em: <<http://topicos.org>> (acesso em abril de 2022).

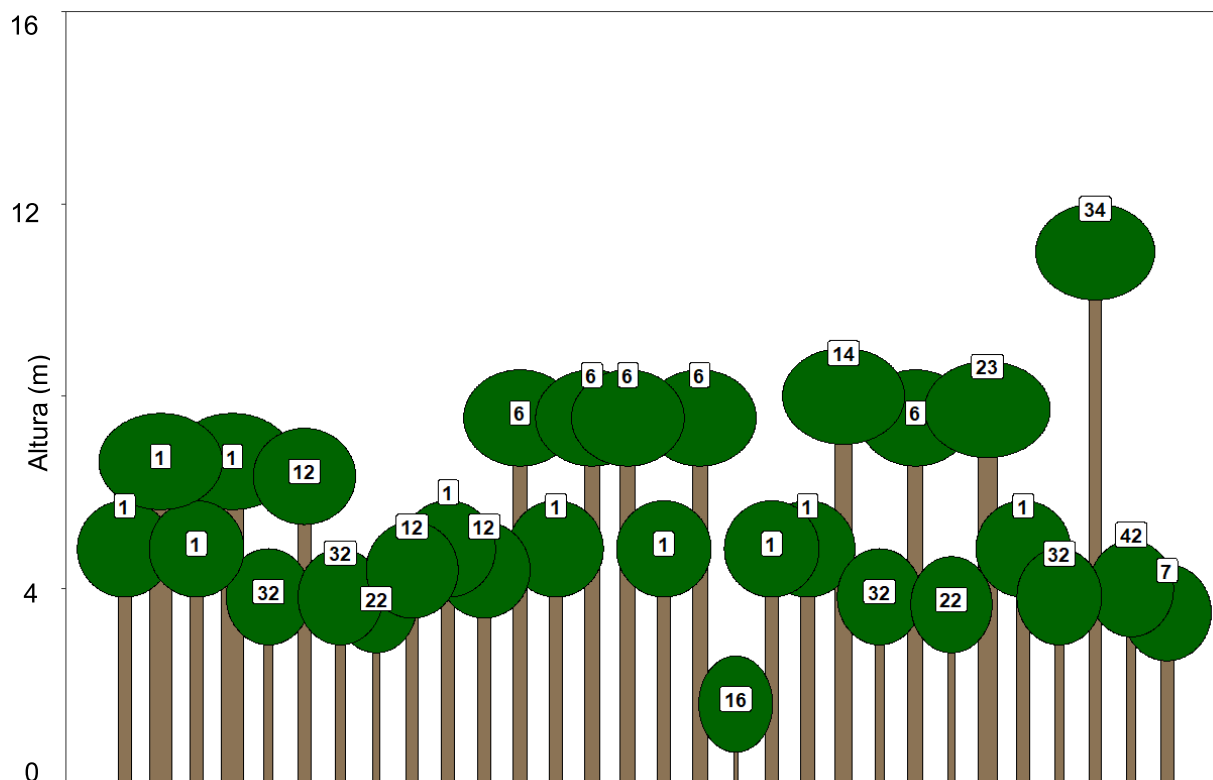
Vidal, C. Y.; Rodrigues, R. R. 2019. Restauração da Biodiversidade: Os Viveiros do Estado de São Paulo. Escola Superior de Agronomia “Luiz de Queiroz - Esalq” Universidade de São Paulo, 84 p. <https://doi.org.10.11606/9788586481673>.

Yarranton, G. A.; Morrison, R. G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology*, 62(2):417-428.

Young, A.; Boyle, T. 2000. Forest fragmentation In: Young, A.; Boshier, D.; Boyle, T. *Forest conservation genetics: principles and practice*. Austrália: CSIRO, p.123-132.

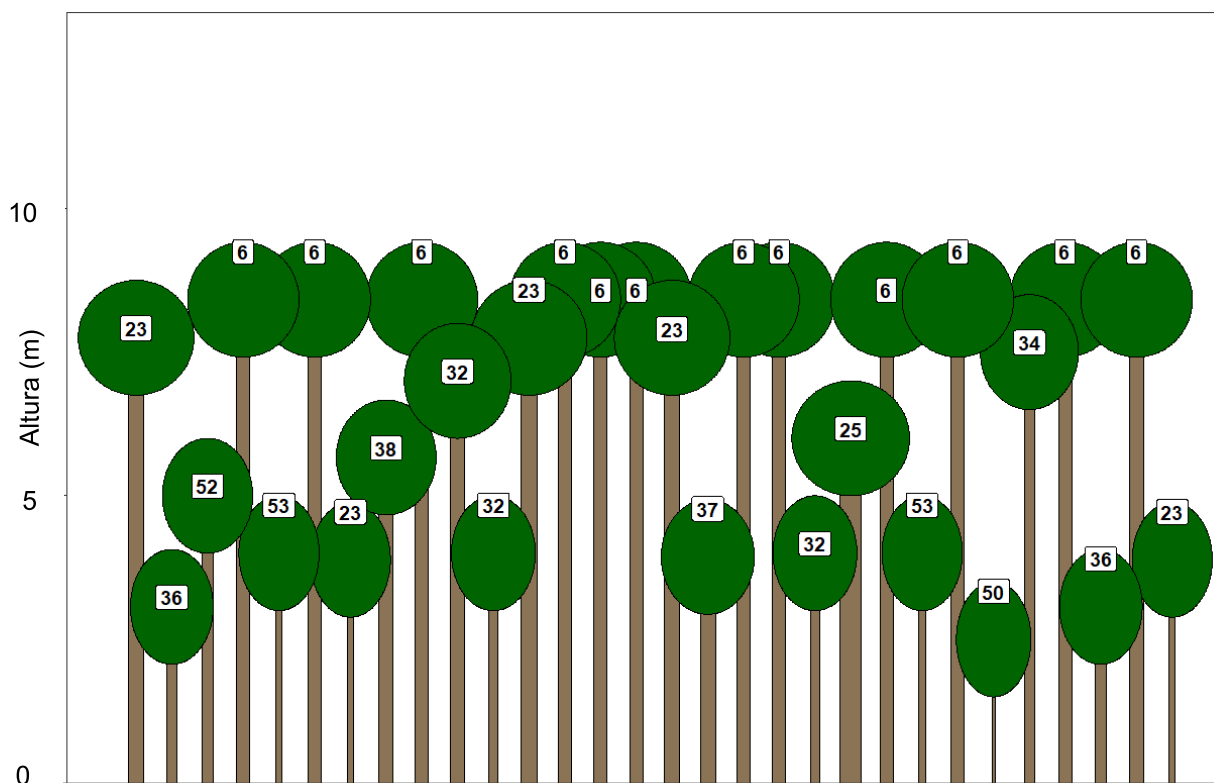
Anexo – Perfis Florestais das APPs

Perfil florestal – Área 6



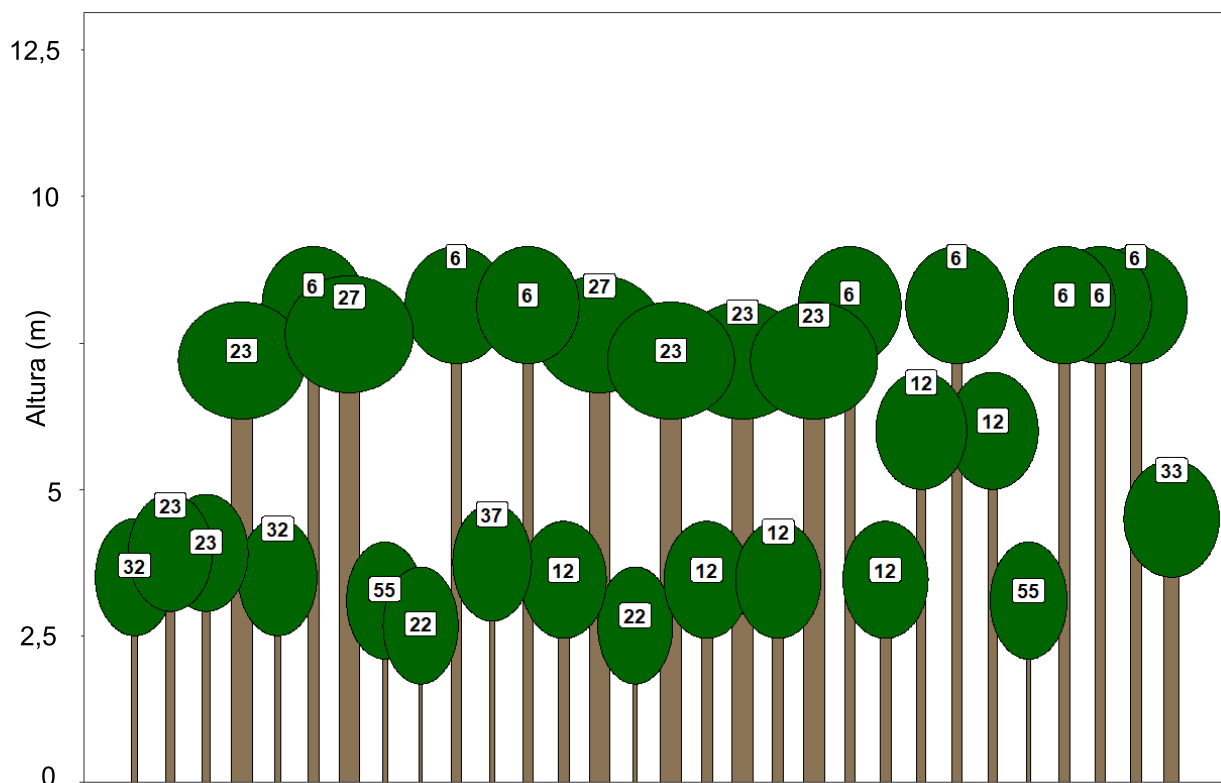
Perfil esquemático das espécies presentes na área 6 elaborado através do RStudio. Legenda: 1 – *G. guidonia*; 2 – *H. heptaphyllus*; 3 – *H. impetiginosus*; 4 – *H. chrysotrichus*; 5 – *T. insignis*; 6 – *C. myrianthum*; 7 – *M. paniculata*; 8 – *E. grandiflora*; 9 – *A. sylvatica*; 10 – *C. glandulosa*; 11 – *F. gomelleira*; 12 – *S. terebinthifolia*; 13 – *C. odorata*; 14 – *C. fissilis*; 15 – *T. micrantha*; 16 – *M. umbellata*; 17 – *S. romanzoffiana*; 18 – *A. aculeatissimum*; 19 – *E. edulis*; 20 – *P. roebelenii*; 21 – *M. elaeagnoides*; 22 – *C. brasiliense*; 23 – *C. urucurana*; 24 – *J. princeps*; 25 – *A. glandulosa*; 26 – *C. estrellensis*; 27 – *C. speciosa*; 28 – *P. grandiflorum*; 29 – *P. aquatica*; 30 – *G. americana*; 31 – *P. willdenovii*; 32 – *P. cattleyanum*; 33 – *P. guajava*; 34 – *C. pachystachya*; 35 – *A. integrifolia*; 36 – *E. speciosa*; 37 – *I. sessilis*; 38 – *I. edulis*; 39 – *D. muehlbergiana*; 40 – *S. polyphylla*; 41 – *C. pluviosum*; 42 – *A. anthelmia*; 43 – *M. bimucronata*; 44 – *S. oblata*; 45 – *P. gonoacantha*; 46 – *S. parahyba*; 47 – *T. americana*; 48 – *T. brasiliensis*; 49 – *P. myrtifolia*; 50 – *B. forficata*; 51 – *E. paniculata*; 52 – *H. umbellatus*; 53 – *J. puberula*; 54 – *A. triplinervia*; 55 – *E. uniflora*; 56 – *G. macrophylla*; 57 – *S. multijuga*; 58 – *T. cassinoides*; 59 – *G. ulmifolia*; 60 – *F. guaranitica*; 61 – *N. megapotamica*; 62 – *A. edulis*; 63 – *S. saponaria*; 64 – *C. robustum*; 65 – *E. brasiliensis*; 66 – *A. humilis*; 67 – *M. coriacea*; 68 – *J. macrantha*; 69 – *C. canjerana*; 70 – *L. divaricata*; 71 – *T. pernambucense*; 72 – *P. rohrii*; 73 – *M. nyctitans*; 74 – sp.1; 75 – *A. niopoides*; 76 – *P. dubium*; 77 – *I. laurina*; 78 – *P. parviflora*; 79 – *Bixa orellana*; 80 – *L. glyptocarpa*; 81 – *L. pacari*; 82 – *T. roseoalba*; 83 – *T. pentaphylla*; 84 – *Ficus* sp.; 85 – *T. obtusa*; 86 – sp.2; 87 – *S. actinophylla*; 88 – *Plinia peruviana*; 89 – *A. glabra*; 90 – *F. insipida*; 91 – *I. marginata*; 92 – *H. alchorneoides*; 93 – *S. pendula*; 94 – *S. molle*; 95 – *C. superba*; 96 – *P. rigida*; 97 – *A. tibourbou*; 98 – *J. cuspidifolia*.

Perfil florestal – Área 7



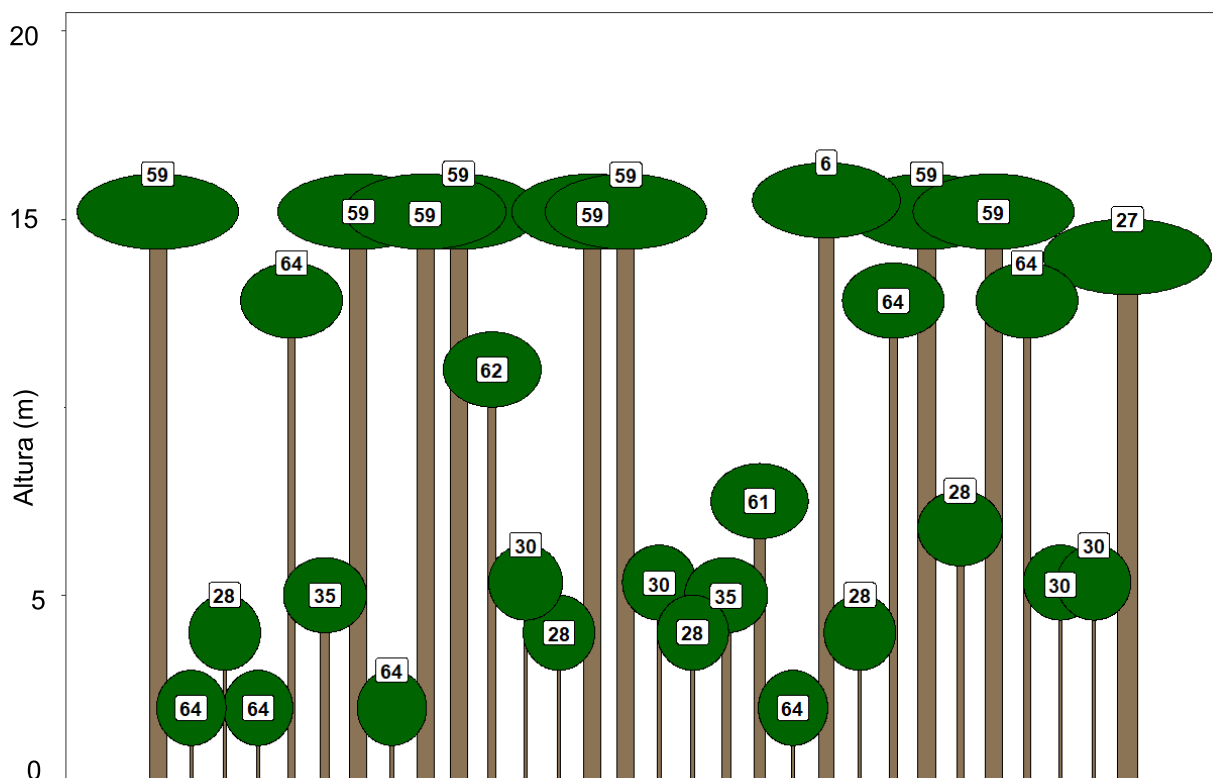
Perfil esquemático das espécies presentes na área 7 elaborado através do RStudio. Legenda: 1 – *G. guidonia*; 2 – *H. heptaphyllus*; 3 – *H. impetiginosus*; 4 – *H. chrysotrichus*; 5 – *T. insignis*; 6 – *C. myrianthum*; 7 – *M. paniculata*; 8 – *E. grandiflora*; 9 – *A. sylvatica*; 10 – *C. glandulosa*; 11 – *F. gomelleira*; 12 – *S. terebinthifolia*; 13 – *C. odorata*; 14 – *C. fissilis*; 15 – *T. micrantha*; 16 – *M. umbellata*; 17 – *S. romanzoffiana*; 18 – *A. aculeatissimum*; 19 – *E. edulis*; 20 – *P. roebelenii*; 21 – *M. elaeagnoides*; 22 – *C. brasiliense*; 23 – *C. urucurana*; 24 – *J. princeps*; 25 – *A. glandulosa*; 26 – *C. estrellensis*; 27 – *C. speciosa*; 28 – *P. grandiflorum*; 29 – *P. aquatica*; 30 – *G. americana*; 31 – *P. willdenovii*; 32 – *P. cattleyanum*; 33 – *P. guajava*; 34 – *C. pachystachya*; 35 – *A. integrifolia*; 36 – *E. speciosa*; 37 – *I. sessilis*; 38 – *I. edulis*; 39 – *D. muehlbergiana*; 40 – *S. polyphylla*; 41 – *C. pluviosum*; 42 – *A. anthelmia*; 43 – *M. bimucronata*; 44 – *S. oblata*; 45 – *P. gonoacantha*; 46 – *S. parahyba*; 47 – *T. americana*; 48 – *T. brasiliensis*; 49 – *P. myrtifolia*; 50 – *B. forficata*; 51 – *E. paniculata*; 52 – *H. umbellatus*; 53 – *J. puberula*; 54 – *A. triplinervia*; 55 – *E. uniflora*; 56 – *G. macrophylla*; 57 – *S. multijuga*; 58 – *T. cassinoides*; 59 – *G. ulmifolia*; 60 – *F. guaranitica*; 61 – *N. megapotamica*; 62 – *A. edulis*; 63 – *S. saponaria*; 64 – *C. robustum*; 65 – *E. brasiliensis*; 66 – *A. humilis*; 67 – *M. coriacea*; 68 – *J. macrantha*; 69 – *C. canjerana*; 70 – *L. divaricata*; 71 – *T. pernambucense*; 72 – *P. rohrii*; 73 – *M. nyctitans*; 74 – sp.1; 75 – *A. niopoides*; 76 – *P. dubium*; 77 – *I. laurina*; 78 – *P. parviflora*; 79 – *Bixa orellana*; 80 – *L. glyptocarpa*; 81 – *L. pacari*; 82 – *T. roseoalba*; 83 – *T. pentaphylla*; 84 – *Ficus* sp.; 85 – *T. obtusa*; 86 – sp.2; 87 – *S. actinophylla*; 88 – *Plinia peruviana*; 89 – *A. glabra*; 90 – *F. insipida*; 91 – *I. marginata*; 92 – *H. alchorneoides*; 93 – *S. pendula*; 94 – *S. molle*; 95 – *C. superba*; 96 – *P. rigida*; 97 – *A. tibourbou*; 98 – *J. cuspidifolia*.

Perfil florestal – Área 9



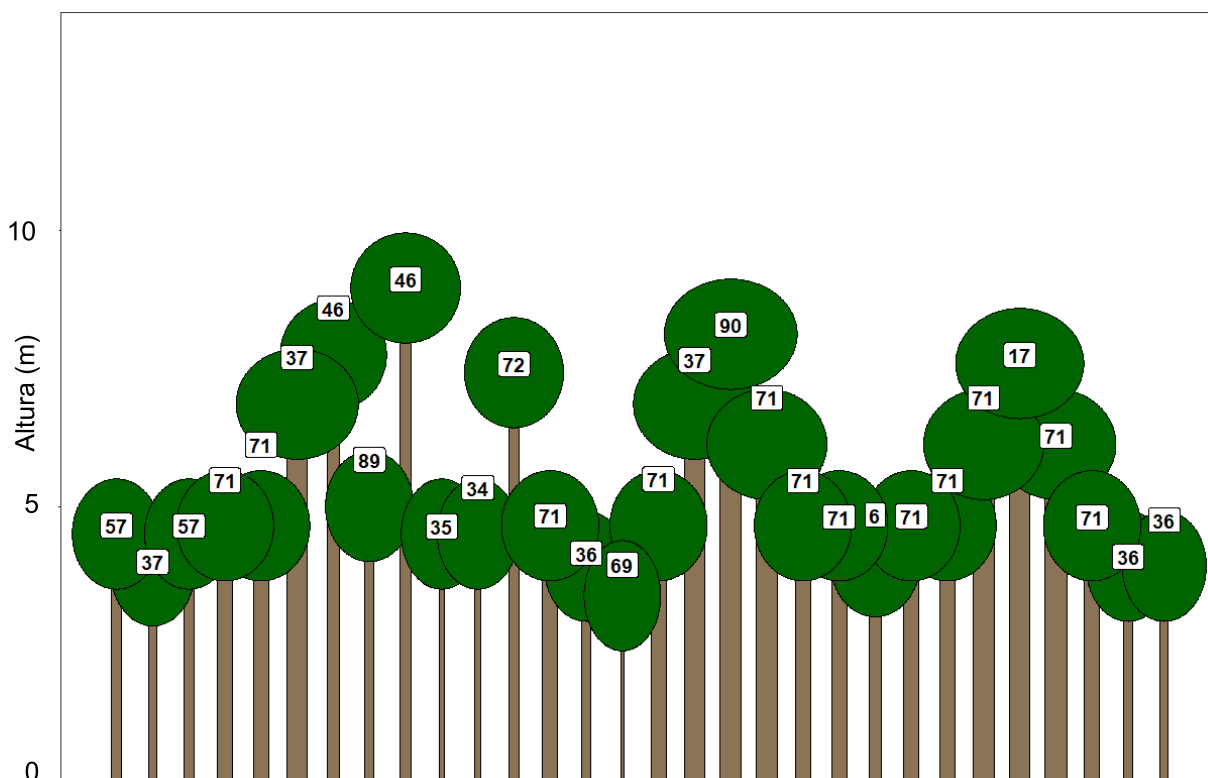
Perfil esquemático das espécies presentes na área 9 elaborado através do RStudio. Legenda: 1 – *G. guidonia*; 2 – *H. heptaphyllus*; 3 – *H. impetiginosus*; 4 – *H. chrysotrichus*; 5 – *T. insignis*; 6 – *C. myrianthum*; 7 – *M. paniculata*; 8 – *E. grandiflora*; 9 – *A. sylvatica*; 10 – *C. glandulosa*; 11 – *F. gomelleira*; 12 – *S. terebinthifolia*; 13 – *C. odorata*; 14 – *C. fissilis*; 15 – *T. micrantha*; 16 – *M. umbellata*; 17 – *S. romanzoffiana*; 18 – *A. aculeatissimum*; 19 – *E. edulis*; 20 – *P. roebelenii*; 21 – *M. elaeagnoides*; 22 – *C. brasiliense*; 23 – *C. urucurana*; 24 – *J. princeps*; 25 – *A. glandulosa*; 26 – *C. estrellensis*; 27 – *C. speciosa*; 28 – *P. grandiflorum*; 29 – *P. aquatica*; 30 – *G. americana*; 31 – *P. willdenovii*; 32 – *P. cattleyanum*; 33 – *P. guajava*; 34 – *C. pachystachya*; 35 – *A. integrifolia*; 36 – *E. speciosa*; 37 – *I. sessilis*; 38 – *I. edulis*; 39 – *D. muehlbergiana*; 40 – *S. polyphylla*; 41 – *C. pluviosum*; 42 – *A. anthelmia*; 43 – *M. bimucronata*; 44 – *S. oblata*; 45 – *P. gonoacantha*; 46 – *S. parahyba*; 47 – *T. americana*; 48 – *T. brasiliensis*; 49 – *P. myrtifolia*; 50 – *B. forficata*; 51 – *E. paniculata*; 52 – *H. umbellatus*; 53 – *J. puberula*; 54 – *A. triplinervia*; 55 – *E. uniflora*; 56 – *G. macrophylla*; 57 – *S. multijuga*; 58 – *T. cassinoides*; 59 – *G. ulmifolia*; 60 – *F. guaranitica*; 61 – *N. megapotamica*; 62 – *A. edulis*; 63 – *S. saponaria*; 64 – *C. robustum*; 65 – *E. brasiliensis*; 66 – *A. humilis*; 67 – *M. coriacea*; 68 – *J. macrantha*; 69 – *C. canjerana*; 70 – *L. divaricata*; 71 – *T. pernambucense*; 72 – *P. rohrii*; 73 – *M. nyctitans*; 74 – sp.1; 75 – *A. niopoides*; 76 – *P. dubium*; 77 – *I. laurina*; 78 – *P. parviflora*; 79 – *Bixa orellana*; 80 – *L. glyptocarpa*; 81 – *L. pacari*; 82 – *T. roseoalba*; 83 – *T. pentaphylla*; 84 – *Ficus* sp.; 85 – *T. obtusa*; 86 – sp.2; 87 – *S. actinophylla*; 88 – *Plinia peruviana*; 89 – *A. glabra*; 90 – *F. insipida*; 91 – *I. marginata*; 92 – *H. alchorneoides*; 93 – *S. pendula*; 94 – *S. molle*; 95 – *C. superba*; 96 – *P. rigida*; 97 – *A. tibourbou*; 98 – *J. cuspidifolia*.

Perfil florestal – Área 11



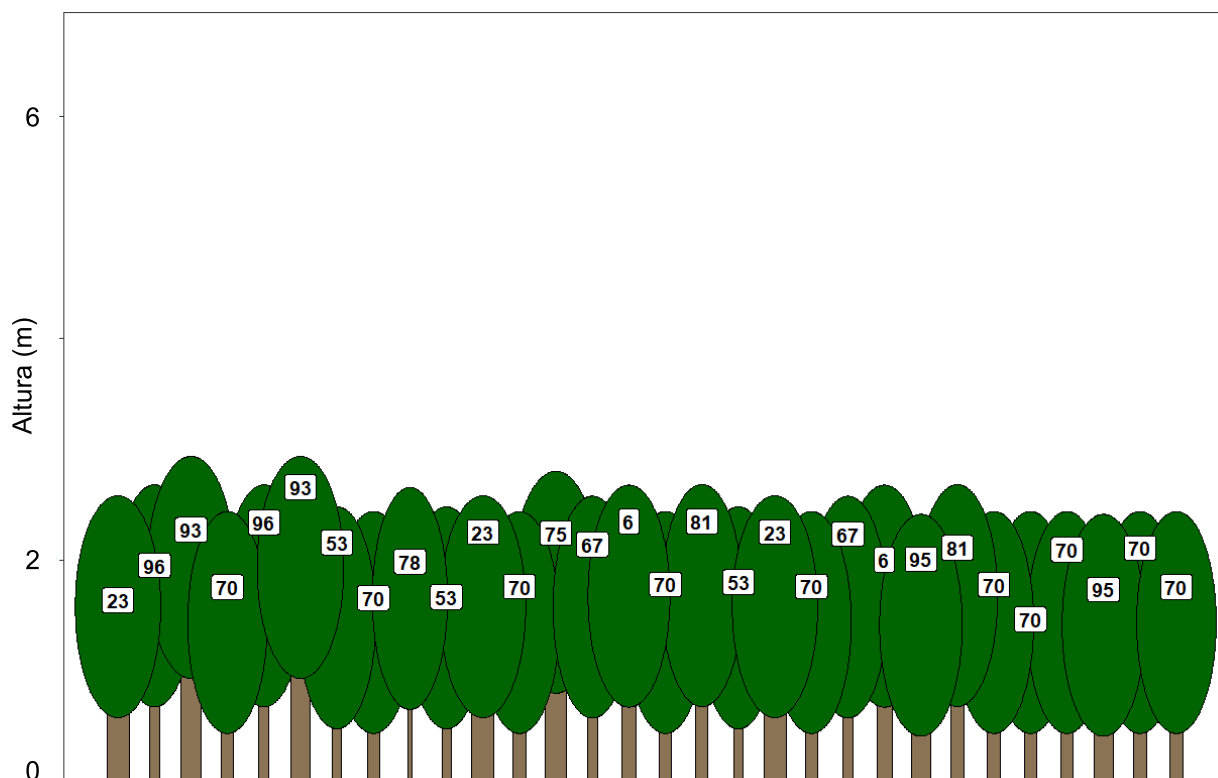
Perfil esquemático das espécies presentes na área 11 elaborado através do RStudio. Legenda: 1 – *G. guidonia*; 2 – *H. heptaphyllus*; 3 – *H. impetiginosus*; 4 – *H. chrysotrichus*; 5 – *T. insignis*; 6 – *C. myrianthum*; 7 – *M. paniculata*; 8 – *E. grandiflora*; 9 – *A. sylvatica*; 10 – *C. glandulosa*; 11 – *F. gomelleira*; 12 – *S. terebinthifolia*; 13 – *C. odorata*; 14 – *C. fissilis*; 15 – *T. micrantha*; 16 – *M. umbellata*; 17 – *S. romanzoffiana*; 18 – *A. aculeatissimum*; 19 – *E. edulis*; 20 – *P. roebelenii*; 21 – *M. elaeagnoides*; 22 – *C. brasiliense*; 23 – *C. urucurana*; 24 – *J. princeps*; 25 – *A. glandulosa*; 26 – *C. estrellensis*; 27 – *C. speciosa*; 28 – *P. grandiflorum*; 29 – *P. aquatica*; 30 – *G. americana*; 31 – *P. willdenovii*; 32 – *P. cattleyanum*; 33 – *P. guajava*; 34 – *C. pachystachya*; 35 – *A. integrifolia*; 36 – *E. speciosa*; 37 – *I. sessilis*; 38 – *I. edulis*; 39 – *D. muehlbergiana*; 40 – *S. polyphylla*; 41 – *C. pluviosum*; 42 – *A. anthelmia*; 43 – *M. bimucronata*; 44 – *S. oblata*; 45 – *P. gonoacantha*; 46 – *S. parahyba*; 47 – *T. americana*; 48 – *T. brasiliensis*; 49 – *P. myrtifolia*; 50 – *B. forficata*; 51 – *E. paniculata*; 52 – *H. umbellatus*; 53 – *J. puberula*; 54 – *A. triplinervia*; 55 – *E. uniflora*; 56 – *G. macrophylla*; 57 – *S. multijuga*; 58 – *T. cassinoides*; 59 – *G. ulmifolia*; 60 – *F. guaranítica*; 61 – *N. megapotamica*; 62 – *A. edulis*; 63 – *S. saponaria*; 64 – *C. robustum*; 65 – *E. brasiliensis*; 66 – *A. humilis*; 67 – *M. coriacea*; 68 – *J. macrantha*; 69 – *C. canjerana*; 70 – *L. divaricata*; 71 – *T. pernambucense*; 72 – *P. rohrii*; 73 – *M. nyctitans*; 74 – sp.1; 75 – *A. niopoides*; 76 – *P. dubium*; 77 – *I. laurina*; 78 – *P. parviflora*; 79 – *Bixa orellana*; 80 – *L. glyptocarpa*; 81 – *L. pacari*; 82 – *T. roseoalba*; 83 – *T. pentaphylla*; 84 – *Ficus* sp.; 85 – *T. obtusa*; 86 – sp.2; 87 – *S. actinophylla*; 88 – *Plinia peruviana*; 89 – *A. glabra*; 90 – *F. insipida*; 91 – *I. marginata*; 92 – *H. alchorneoides*; 93 – *S. pendula*; 94 – *S. molle*; 95 – *C. superba*; 96 – *P. rigida*; 97 – *A. tibourbou*; 98 – *J. cuspidifolia*.

Perfil florestal – Área 12



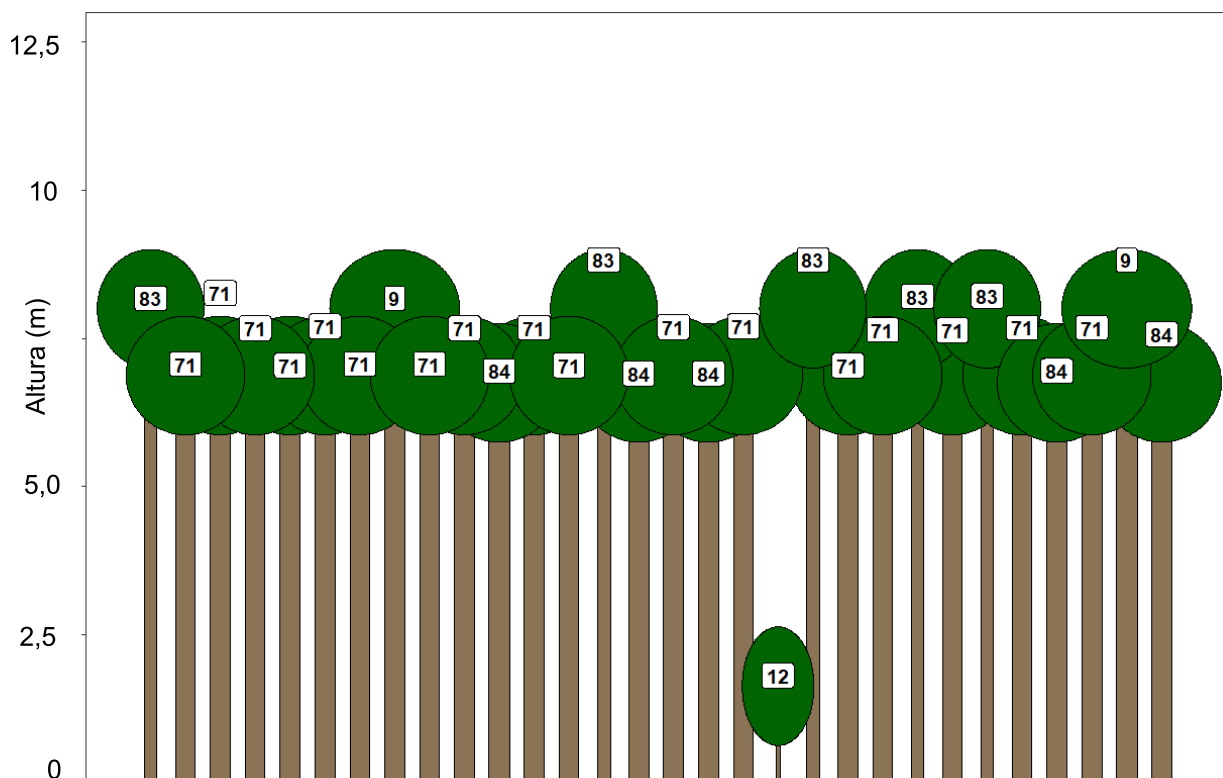
Perfil esquemático das espécies presentes na área 12 elaborado através do RStudio. Legenda: 1 – *G. guidonia*; 2 – *H. heptaphyllus*; 3 – *H. impetiginosus*; 4 – *H. chrysotrichus*; 5 – *T. insignis*; 6 – *C. myrianthum*; 7 – *M. paniculata*; 8 – *E. grandiflora*; 9 – *A. sylvatica*; 10 – *C. glandulosa*; 11 – *F. gomelleira*; 12 – *S. terebinthifolia*; 13 – *C. odorata*; 14 – *C. fissilis*; 15 – *T. micrantha*; 16 – *M. umbellata*; 17 – *S. romanzoffiana*; 18 – *A. aculeatissimum*; 19 – *E. edulis*; 20 – *P. roebelenii*; 21 – *M. elaeagnoides*; 22 – *C. brasiliense*; 23 – *C. urucurana*; 24 – *J. princeps*; 25 – *A. glandulosa*; 26 – *C. estrellensis*; 27 – *C. speciosa*; 28 – *P. grandiflorum*; 29 – *P. aquatica*; 30 – *G. americana*; 31 – *P. willdenovii*; 32 – *P. cattleyanum*; 33 – *P. guajava*; 34 – *C. pachystachya*; 35 – *A. integrifolia*; 36 – *E. speciosa*; 37 – *I. sessilis*; 38 – *I. edulis*; 39 – *D. muehlbergiana*; 40 – *S. polyphylla*; 41 – *C. pluviosum*; 42 – *A. anthelmia*; 43 – *M. bimucronata*; 44 – *S. oblata*; 45 – *P. gonoacantha*; 46 – *S. parahyba*; 47 – *T. americana*; 48 – *T. brasiliensis*; 49 – *P. myrtifolia*; 50 – *B. forficata*; 51 – *E. paniculata*; 52 – *H. umbellatus*; 53 – *J. puberula*; 54 – *A. triplinervia*; 55 – *E. uniflora*; 56 – *G. macrophylla*; 57 – *S. multijuga*; 58 – *T. cassinoides*; 59 – *G. ulmifolia*; 60 – *F. guaranitica*; 61 – *N. megapotamica*; 62 – *A. edulis*; 63 – *S. saponaria*; 64 – *C. robustum*; 65 – *E. brasiliensis*; 66 – *A. humilis*; 67 – *M. coriacea*; 68 – *J. macrantha*; 69 – *C. canjerana*; 70 – *L. divaricata*; 71 – *T. pernambucense*; 72 – *P. rohrii*; 73 – *M. nycitans*; 74 – sp.1; 75 – *A. niopoides*; 76 – *P. dubium*; 77 – *I. laurina*; 78 – *P. parviflora*; 79 – *Bixa orellana*; 80 – *L. glyptocarpa*; 81 – *L. pacari*; 82 – *T. roseoalba*; 83 – *T. pentaphylla*; 84 – *Ficus* sp.; 85 – *T. obtusa*; 86 – sp.2; 87 – *S. actinophylla*; 88 – *Plinia peruviana*; 89 – *A. glabra*; 90 – *F. insipida*; 91 – *I. marginata*; 92 – *H. alchorneoides*; 93 – *S. pendula*; 94 – *S. molle*; 95 – *C. superba*; 96 – *P. rigida*; 97 – *A. tibourbou*; 98 – *J. cuspidifolia*.

Perfil florestal – Área 13



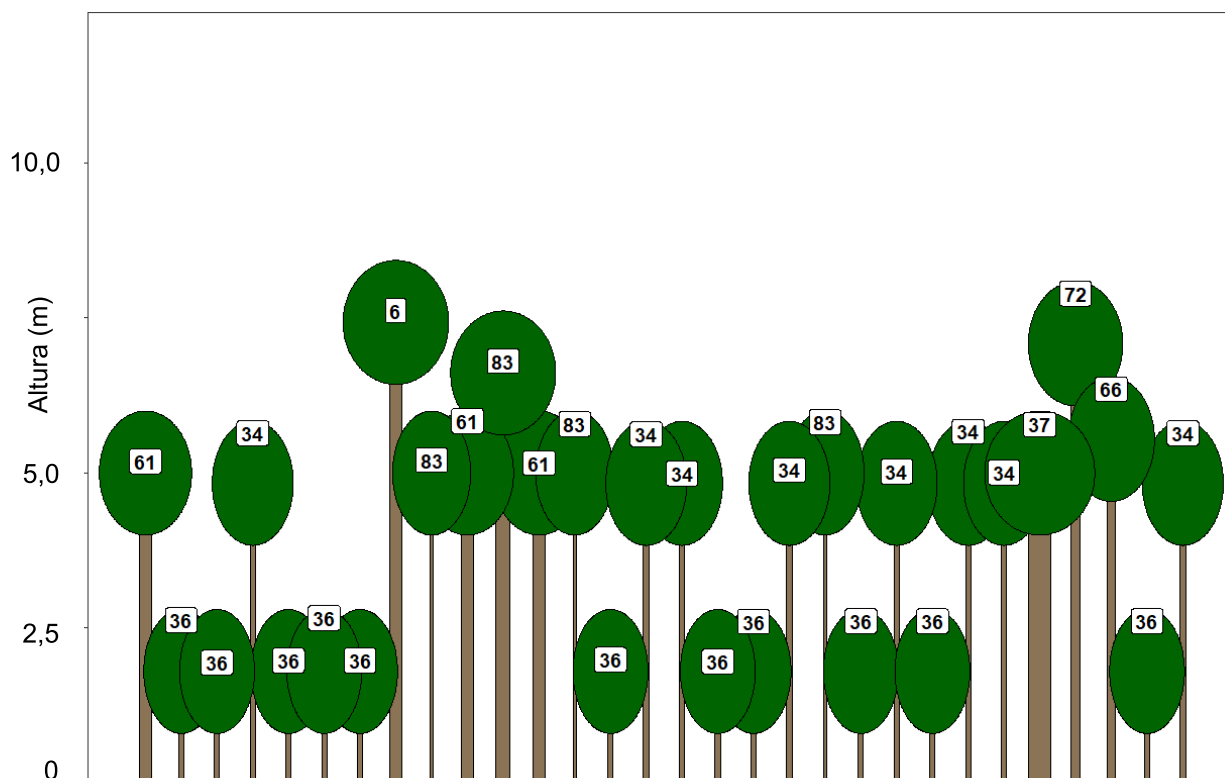
Perfil esquemático das espécies presentes na área 13 elaborado através do RStudio. Legenda: 1 – *G. guidonia*; 2 – *H. heptaphyllus*; 3 – *H. impetiginosus*; 4 – *H. chrysotrichus*; 5 – *T. insignis*; 6 – *C. myrianthum*; 7 – *M. paniculata*; 8 – *E. grandiflora*; 9 – *A. sylvatica*; 10 – *C. glandulosa*; 11 – *F. gomelleira*; 12 – *S. terebinthifolia*; 13 – *C. odorata*; 14 – *C. fissilis*; 15 – *T. micrantha*; 16 – *M. umbellata*; 17 – *S. romanzoffiana*; 18 – *A. aculeatissimum*; 19 – *E. edulis*; 20 – *P. roebelenii*; 21 – *M. elaeagnoides*; 22 – *C. brasiliense*; 23 – *C. urucurana*; 24 – *J. princeps*; 25 – *A. glandulosa*; 26 – *C. estrellensis*; 27 – *C. speciosa*; 28 – *P. grandiflorum*; 29 – *P. aquatica*; 30 – *G. americana*; 31 – *P. willdenovii*; 32 – *P. cattleyanum*; 33 – *P. guajava*; 34 – *C. pachystachya*; 35 – *A. integrifolia*; 36 – *E. speciosa*; 37 – *I. sessilis*; 38 – *I. edulis*; 39 – *D. muehlbergiana*; 40 – *S. polyphylla*; 41 – *C. pluviosum*; 42 – *A. anthelmia*; 43 – *M. bimucronata*; 44 – *S. oblata*; 45 – *P. gonoacantha*; 46 – *S. parahyba*; 47 – *T. americana*; 48 – *T. brasiliensis*; 49 – *P. myrtifolia*; 50 – *B. forficata*; 51 – *E. paniculata*; 52 – *H. umbellatus*; 53 – *J. puberula*; 54 – *A. triplinervia*; 55 – *E. uniflora*; 56 – *G. macrophylla*; 57 – *S. multijuga*; 58 – *T. cassinoides*; 59 – *G. ulmifolia*; 60 – *F. guaranitica*; 61 – *N. megapotamica*; 62 – *A. edulis*; 63 – *S. saponaria*; 64 – *C. robustum*; 65 – *E. brasiliensis*; 66 – *A. humilis*; 67 – *M. coriacea*; 68 – *J. macrantha*; 69 – *C. canjerana*; 70 – *L. divaricata*; 71 – *T. pernambucense*; 72 – *P. rohrii*; 73 – *M. nyctitans*; 74 – sp.1; 75 – *A. niopoides*; 76 – *P. dubium*; 77 – *I. laurina*; 78 – *P. parviflora*; 79 – *Bixa orellana*; 80 – *L. glyptocarpa*; 81 – *L. pacari*; 82 – *T. roseoalba*; 83 – *T. pentaphylla*; 84 – *Ficus* sp.; 85 – *T. obtusa*; 86 – sp.2; 87 – *S. actinophylla*; 88 – *Plinia peruviana*; 89 – *A. glabra*; 90 – *F. insipida*; 91 – *I. marginata*; 92 – *H. alchorneoides*; 93 – *S. pendula*; 94 – *S. molle*; 95 – *C. superba*; 96 – *P. rigida*; 97 – *A. tibourbou*; 98 – *J. cuspidifolia*.

Perfil florestal – Área 16



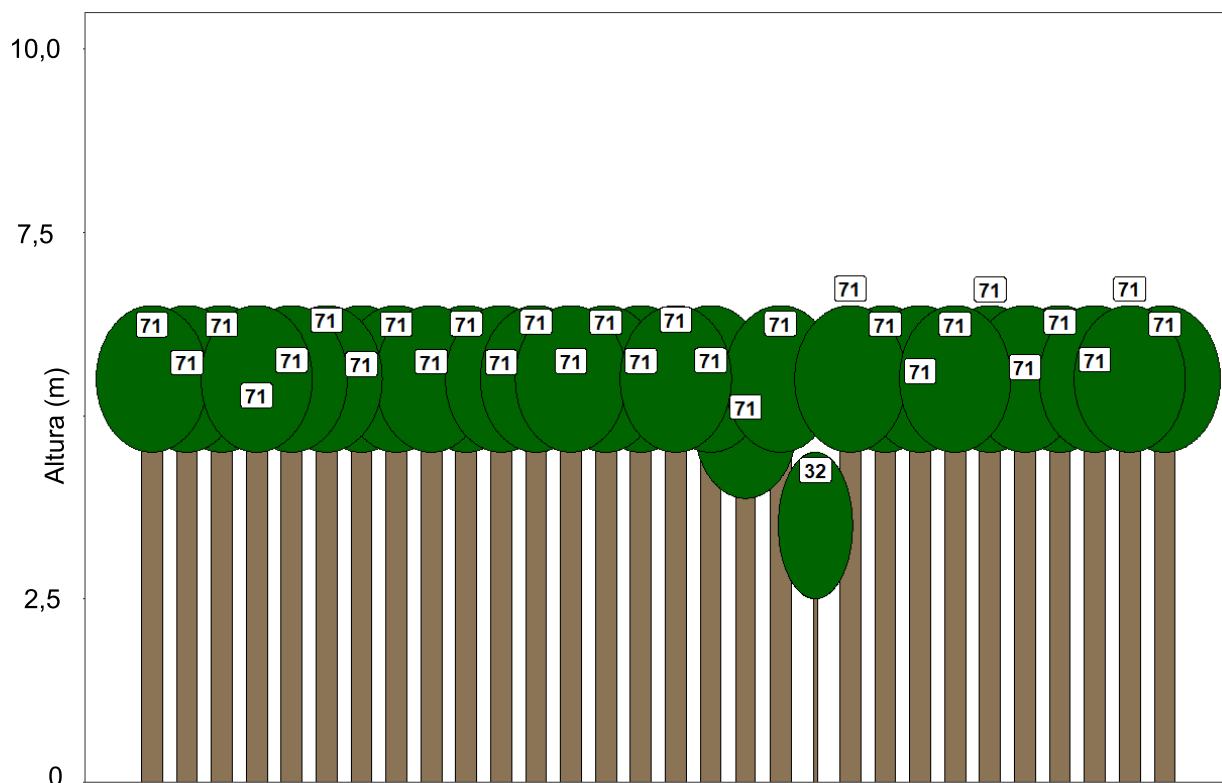
Perfil esquemático das espécies presentes na área 16 elaborado através do RStudio. Legenda: 1 – *G. guidonia*; 2 – *H. heptaphyllus*; 3 – *H. impetiginosus*; 4 – *H. chrysotrichus*; 5 – *T. insignis*; 6 – *C. myrianthum*; 7 – *M. paniculata*; 8 – *E. grandiflora*; 9 – *A. sylvatica*; 10 – *C. glandulosa*; 11 – *F. gomelleira*; 12 – *S. terebinthifolia*; 13 – *C. odorata*; 14 – *C. fissilis*; 15 – *T. micrantha*; 16 – *M. umbellata*; 17 – *S. romanzoffiana*; 18 – *A. aculeatissimum*; 19 – *E. edulis*; 20 – *P. roebelenii*; 21 – *M. elaeagnoides*; 22 – *C. brasiliense*; 23 – *C. urucurana*; 24 – *J. princeps*; 25 – *A. glandulosa*; 26 – *C. estrellensis*; 27 – *C. speciosa*; 28 – *P. grandiflorum*; 29 – *P. aquatica*; 30 – *G. americana*; 31 – *P. willdenovii*; 32 – *P. cattleyanum*; 33 – *P. guajava*; 34 – *C. pachystachya*; 35 – *A. integrifolia*; 36 – *E. speciosa*; 37 – *I. sessilis*; 38 – *I. edulis*; 39 – *D. muehlbergiana*; 40 – *S. polyphylla*; 41 – *C. pluviosum*; 42 – *A. anthelmia*; 43 – *M. bimucronata*; 44 – *S. oblata*; 45 – *P. gonoacantha*; 46 – *S. parahyba*; 47 – *T. americana*; 48 – *T. brasiliensis*; 49 – *P. myrtifolia*; 50 – *B. forficata*; 51 – *E. paniculata*; 52 – *H. umbellatus*; 53 – *J. puberula*; 54 – *A. triplinervia*; 55 – *E. uniflora*; 56 – *G. macrophylla*; 57 – *S. multijuga*; 58 – *T. cassinoides*; 59 – *G. ulmifolia*; 60 – *F. guaranitica*; 61 – *N. megapotamica*; 62 – *A. edulis*; 63 – *S. saponaria*; 64 – *C. robustum*; 65 – *E. brasiliensis*; 66 – *A. humilis*; 67 – *M. coriacea*; 68 – *J. macrantha*; 69 – *C. canjerana*; 70 – *L. divaricata*; 71 – *T. pernambucense*; 72 – *P. rohrii*; 73 – *M. nyctitans*; 74 – sp.1; 75 – *A. niopoides*; 76 – *P. dubium*; 77 – *I. laurina*; 78 – *P. parviflora*; 79 – *Bixa orellana*; 80 – *L. glyptocarpa*; 81 – *L. pacari*; 82 – *T. roseoalba*; 83 – *T. pentaphylla*; 84 – *Ficus* sp.; 85 – *T. obtusa*; 86 – sp.2; 87 – *S. actinophylla*; 88 – *Plinia peruviana*; 89 – *A. glabra*; 90 – *F. insipida*; 91 – *I. marginata*; 92 – *H. alchorneoides*; 93 – *S. pendula*; 94 – *S. molle*; 95 – *C. superba*; 96 – *P. rigida*; 97 – *A. tibourbou*; 98 – *J. cuspidifolia*.

Perfil florestal – Área 17



Perfil esquemático das espécies presentes na área 17 elaborado através do RStudio. Legenda: 1 – *G. guidonia*; 2 – *H. heptaphyllus*; 3 – *H. impetiginosus*; 4 – *H. chrysotrichus*; 5 – *T. insignis*; 6 – *C. myrianthum*; 7 – *M. paniculata*; 8 – *E. grandiflora*; 9 – *A. sylvatica*; 10 – *C. glandulosa*; 11 – *F. gomelleira*; 12 – *S. terebinthifolia*; 13 – *C. odorata*; 14 – *C. fissilis*; 15 – *T. micrantha*; 16 – *M. umbellata*; 17 – *S. romanzoffiana*; 18 – *A. aculeatissimum*; 19 – *E. edulis*; 20 – *P. roebelenii*; 21 – *M. elaeagnoides*; 22 – *C. brasiliense*; 23 – *C. urucurana*; 24 – *J. princeps*; 25 – *A. glandulosa*; 26 – *C. estrellensis*; 27 – *C. speciosa*; 28 – *P. grandiflorum*; 29 – *P. aquatica*; 30 – *G. americana*; 31 – *P. willdenovii*; 32 – *P. cattleyanum*; 33 – *P. guajava*; 34 – *C. pachystachya*; 35 – *A. integrifolia*; 36 – *E. speciosa*; 37 – *I. sessilis*; 38 – *I. edulis*; 39 – *D. muehlbergiana*; 40 – *S. polyphylla*; 41 – *C. pluviosum*; 42 – *A. anthelmia*; 43 – *M. bimucronata*; 44 – *S. oblata*; 45 – *P. gonoacantha*; 46 – *S. parahyba*; 47 – *T. americana*; 48 – *T. brasiliensis*; 49 – *P. myrtifolia*; 50 – *B. forficata*; 51 – *E. paniculata*; 52 – *H. umbellatus*; 53 – *J. puberula*; 54 – *A. triplinervia*; 55 – *E. uniflora*; 56 – *G. macrophylla*; 57 – *S. multijuga*; 58 – *T. cassinoides*; 59 – *G. ulmifolia*; 60 – *F. guaranitica*; 61 – *N. megapotamica*; 62 – *A. edulis*; 63 – *S. saponaria*; 64 – *C. robustum*; 65 – *E. brasiliensis*; 66 – *A. humilis*; 67 – *M. coriacea*; 68 – *J. macrantha*; 69 – *C. canjerana*; 70 – *L. divaricata*; 71 – *T. pernambucense*; 72 – *P. rohrii*; 73 – *M. nycitans*; 74 – sp.1; 75 – *A. niopoides*; 76 – *P. dubium*; 77 – *I. laurina*; 78 – *P. parviflora*; 79 – *Bixa orellana*; 80 – *L. glyptocarpa*; 81 – *L. pacari*; 82 – *T. roseoalba*; 83 – *T. pentaphylla*; 84 – *Ficus* sp.; 85 – *T. obtusa*; 86 – sp.2; 87 – *S. actinophylla*; 88 – *Plinia peruviana*; 89 – *A. glabra*; 90 – *F. insipida*; 91 – *I. marginata*; 92 – *H. alchorneoides*; 93 – *S. pendula*; 94 – *S. molle*; 95 – *C. superba*; 96 – *P. rigida*; 97 – *A. tibourbou*; 98 – *J. cuspidifolia*.

Perfil florestal – Área 21



Perfil esquemático das espécies presentes na área 21 elaborado através do RStudio. Legenda: 1 – *G. guidonia*; 2 – *H. heptaphyllus*; 3 – *H. impetiginosus*; 4 – *H. chrysotrichus*; 5 – *T. insignis*; 6 – *C. myrianthum*; 7 – *M. paniculata*; 8 – *E. grandiflora*; 9 – *A. sylvatica*; 10 – *C. glandulosa*; 11 – *F. gomelleira*; 12 – *S. terebinthifolia*; 13 – *C. odorata*; 14 – *C. fissilis*; 15 – *T. micrantha*; 16 – *M. umbellata*; 17 – *S. romanzoffiana*; 18 – *A. aculeatissimum*; 19 – *E. edulis*; 20 – *P. roebelenii*; 21 – *M. elaeagnoides*; 22 – *C. brasiliense*; 23 – *C. urucurana*; 24 – *J. princeps*; 25 – *A. glandulosa*; 26 – *C. estrellensis*; 27 – *C. speciosa*; 28 – *P. grandiflorum*; 29 – *P. aquatica*; 30 – *G. americana*; 31 – *P. willdenovii*; 32 – *P. cattleyanum*; 33 – *P. guajava*; 34 – *C. pachystachya*; 35 – *A. integrifolia*; 36 – *E. speciosa*; 37 – *I. sessilis*; 38 – *I. edulis*; 39 – *D. muehlbergiana*; 40 – *S. polyphylla*; 41 – *C. pluviosum*; 42 – *A. anthelmia*; 43 – *M. bimucronata*; 44 – *S. oblata*; 45 – *P. gonoacantha*; 46 – *S. parahyba*; 47 – *T. americana*; 48 – *T. brasiliensis*; 49 – *P. myrtifolia*; 50 – *B. forficata*; 51 – *E. paniculata*; 52 – *H. umbellatus*; 53 – *J. puberula*; 54 – *A. triplinervia*; 55 – *E. uniflora*; 56 – *G. macrophylla*; 57 – *S. multijuga*; 58 – *T. cassinoides*; 59 – *G. ulmifolia*; 60 – *F. guaranitica*; 61 – *N. megapotamica*; 62 – *A. edulis*; 63 – *S. saponaria*; 64 – *C. robustum*; 65 – *E. brasiliensis*; 66 – *A. humilis*; 67 – *M. coriacea*; 68 – *J. macrantha*; 69 – *C. canjerana*; 70 – *L. divaricata*; 71 – *T. pernambucense*; 72 – *P. rohrii*; 73 – *M. nycitans*; 74 – sp.1; 75 – *A. niopoides*; 76 – *P. dubium*; 77 – *I. laurina*; 78 – *P. parviflora*; 79 – *Bixa orellana*; 80 – *L. glyptocarpa*; 81 – *L. pacari*; 82 – *T. roseoalba*; 83 – *T. pentaphylla*; 84 – *Ficus* sp.; 85 – *T. obtusa*; 86 – sp.2; 87 – *S. actinophylla*; 88 – *Plinia peruviana*; 89 – *A. glabra*; 90 – *F. insipida*; 91 – *I. marginata*; 92 – *H. alchorneoides*; 93 – *S. pendula*; 94 – *S. molle*; 95 – *C. superba*; 96 – *P. rigida*; 97 – *A. tibourbou*; 98 – *J. cuspidifolia*.

CAPÍTULO 2. ENVIRONMENTAL POLICY COMPLIANCE AND RESTORATION OF RIPARIAN ATLANTIC FOREST AREAS ON THE BRAZILIAN SOUTHEASTERN COAST

Abstract

Restoration is a global priority and is urgently needed to mitigate the adverse impacts of human development in the Atlantic Forest. Unprecedented rates of deforestation driven by urbanization and industrial and agricultural expansion have caused irreversible biodiversity loss in tropical hotspots, challenging the effectiveness of current environmental restoration policies. Failure in complying with forest restoration guidelines is the main dilemma faced by public authorities to translate environmental policy into practical action, even in countries with a robust set of environmental legislation such as Brazil. In the state of São Paulo, a region with one of the highest coverages of Atlantic Forest on the southeastern coast of Brazil, there is a legal instrument that guides forest restoration through the planting of native species resulting in high richness and adequate proportions of different successional groups. In this study, we aim to analyze whether forest restoration was carried out in compliance with environmental legislation in private properties located in a watershed in the state of São Paulo. Overall, we observed partial compliance with legislation and a myriad of restoration actions, with exotic species, low species richness and low threatened species. Our findings sustain the need for immediate capacity building and law enforcement training to better prepare environmental agency officers to apply forest legislation and improve monitoring programs for meaningful conservation benefits.

Keywords: conservation benefits, ecological succession, endemism, species richness, tropical forests.

1. Introduction

Forest restoration is a global priority to increase forest cover and connect remnants (Banks-Leite et al., 2014) in areas degraded by adverse impacts of human development (Crouzeilles et al., 2016). Many countries and communities are adopting policies and measures designed to conserve biodiversity, recover ecological integrity, and improve the quality and quantity of ecosystem services (Gann et al., 2019).

This is the case of Brazil and the Atlantic Forest, a top priority hotspot for biodiversity conservation and restoration (Brançalion et al., 2019) historically threatened by urban, industrial and agricultural expansion that has caused the loss of more than 80% of its vegetation cover (Rezende et al., 2018). One of the main environmental policies promoting restoration of the Atlantic Forest and its riparian forest corridors is the Native Vegetation Protection Law - NVPL No. 12651/2012 (known as the Brazilian Forest Code) (Soares-Filho et al., 2014; Chaves et al., 2015). According to this NVPL, the maintenance of native vegetation in riparian areas is a mandatory requirement to preserve water resources, landscapes, geological stability and biodiversity (Brazil, 2012). In case of deforestation in these areas, the landowner must restore the native vegetation to comply with the NVPL (Brazil, 2012).

In order to guide forest restoration by landowners in private properties with Atlantic Forest cover, the state of São Paulo's Environmental Secretariat (SMA) elaborated some legal instruments in a collaboration between scientists, restoration practitioners and public agents (Brançalion et al., 2010; Chaves et al., 2015), for example the SMA No. 08/2008 and SMA No. 32/2014 (that replace the SMA No. 08/2008) (São Paulo, 2008; 2014). These resolutions establish the introduction of adequate proportion of species typical of early and advanced successional stages to subsidize ecological succession in degraded areas. Species involved in zoochory and threatened native species are also required by these legal instruments. However, the SMA No. 08/2007 required at least the planting of 80 native regional species, while the current SMA No. 32/2014 requires that restored areas reach 80 native regional species over twenty years (São Paulo, 2008; 2014). Regarding ecological succession, the SMA No. 32/2014 also guide the planting of, at least, 40% of zoochoric species (20% more of zoochoric species that required by SMA No. 08/2008). Compliance with this legislation is essential to promote the regeneration of native vegetation coverage, richness and species density, as required by the CBRN No. 01/2015 ordinance, which determines the monitoring protocol for restoration in the state of São Paulo (São Paulo, 2015).

Despite a robust set of environmental legislation and guidelines, the São Paulo government has approved unsuccessful forest restoration initiatives in the past, particularly in areas degraded by agricultural expansion (Durigan et al., 2010; Brançalion et al., 2010). A significant loss of biological diversity was observed in several restored areas due to the planting of exotic species (Brançalion et al., 2010). Some areas were restored with low species richness and a predominance of species typical of early stages of ecological succession (Barbosa & Potomati, 2003). In contrast, other restored areas had a greater proportion of secondary species, typical of more advanced successional stages, thus preventing forest development (Souza &

Batista, 2004). For this reason, it is believed that the lack of evaluation by trained environmental agency professionals, and poor enforcement of legislation, can be harmful to forest conservation efforts (Durigan et al., 2010).

Therefore, the overall goal of this chapter is to evaluate whether restoration efforts in nine riparian areas identified in Chapter 1 were carried out in compliance with the legislation that guide forest restoration in the state of São Paulo. The implications of our findings can subsidize the efforts of environmental agencies to enforce legislation guiding forest restoration in the state of São Paulo. Consequently, biodiversity can be effectively restored in degraded areas of the Atlantic Forest.

2. Methods

2.1 Study Site

The restored riparian areas analyzed in this study are located in the Baixada Santista watershed, on the central coast of the state of São Paulo (southeastern Brazil) (Figure 1). The study area is drained by several watercourses (CBH-BS, 2021) and has high richness and diversity of tree-shrub species due to the diverse habitats that are occupied by different plant physiognomies (Leitão-Filho, 1994).

Approximately 79.1% of the Baixada Santista is covered by Atlantic Forest (São Paulo, 2020) and more than 50% of this vegetation is within the limits of the Serra do Mar State Park – Núcleo Itutinga-Pilões (Cunha & Oliveira, 2015). The different types of Atlantic Forest present in this region are Dense Ombrophilous Forest (on the coastal plain); Submontane Dense Ombrophilous Forest (between 50 and 500 m high); Upper Montane Forest (above 500 m of altitude); Restinga and mangrove (São Paulo, 2020).

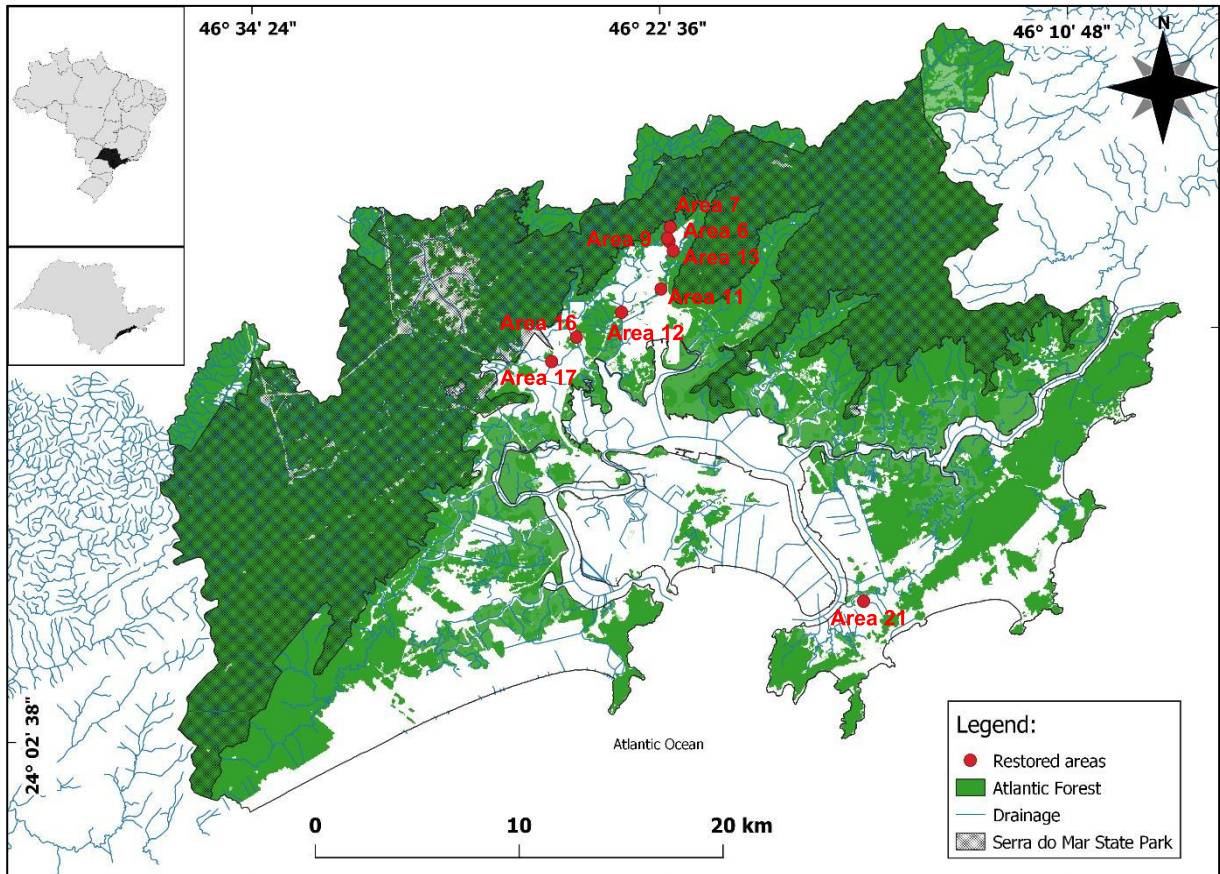


Figure 1. Location of restored riparian areas in the Baixada Santista region, southeast coast of São Paulo, Brazil. Image processed through QGIS software, Geographic Coordinate WGS84.

Unfortunately, the study area is subjected to intense occupation patterns, particularly by industrial activities (AGEM, 2013; Moreira et al., 2019). It is an area also susceptible to industrial and commercial expansion due to the presence of a petrochemical complex and the Port of Santos, the largest port in Latin America (Oscar-Júnior et al., 2019). Vegetation cover in the Baixada Santista has been replaced by urban settlements in some areas, and a large part of riparian forests in this region is susceptible to degradation due to channeling of rivers and streams by industries and enterprises (Cunha & Oliveira, 2015).

2.2 Data Analysis

Restored riparian areas are identified through consultation of environmental licensing processes at the Environmental Agency of the State of São Paulo (CETESB) over the years 2018 e 2019 (see Chapter 1). Consequently, field visits with prior authorization issued by the landowners were carried out in nine riparian areas originally covered by Dense Ombrophilous Forest, restored through seedling planting (Table 1 and Figure 2).

Table 1. Restored riparian areas analyzed in the Baixada Santista watershed.

Riparian Areas	Geographic Coordinate	Areas extension (ha)	Data Planting
Area 6	46°22'12'' – 23°49'41''	2.00	2010
Area 7	46°22'10'' – 23°49'18''	1.20	2010
Area 9	46°22'15'' – 23°49'36''	0.21	2010
Area 11	46°22'26'' – 23°50'55''	0.32	2011
Area 12	46°23'35'' – 23°51'31''	2.15	2008
Area 13	46°22'5'' – 23°49'55''	0.04	2020
Area 16	46°24'51'' – 23°52'8''	1.03	2012
Area 17	46°25'37'' – 23°52'47''	0.01	2018
Area 21	46°16'40'' – 23°59'7''	0.05	2013

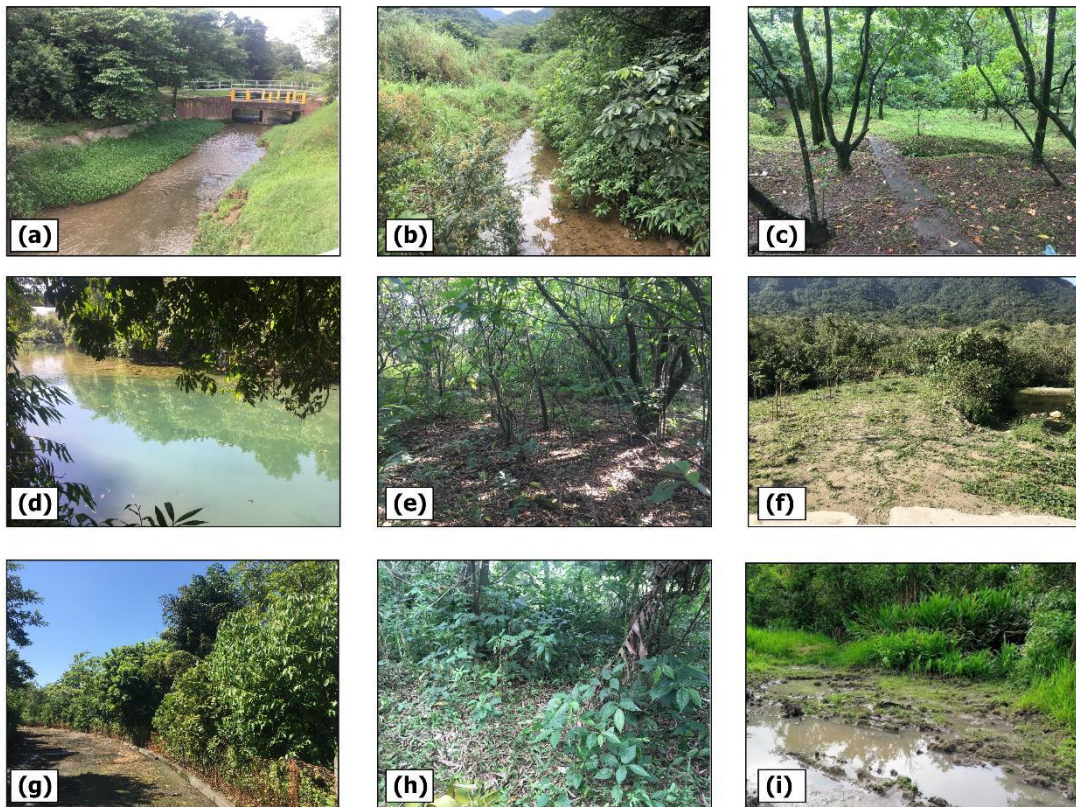


Figure 2. Riparian areas in the Baixada Santista watershed, coast of São Paulo, Brazil. Personal archive. (a) Area 6, (b) Area 7, (c) Area 9, (d) Area 11, (e) Area 12, (f) Area 13, (g) Area 16, (h) Area 17 and (i) Area 21.

We analyzed a total of 7.0266 ha of restored riparian areas in Dense Ombrophilous Forest. All specimens present in the planting lines in each restored riparian area were registered and identified through specialized literature. The following criteria, established by SMA No. 08/2008 and SMA No. 32/2014 were used to analyze restoration attributes: (i) high species

richness (at least 80 native species of regional occurrence in the Atlantic Forest); (ii) at least 40% of species typical of early successional stages, since the total number of these pioneer individuals does not exceeded 60% of the total individuals planted in each area, and the proportion of pioneer species do not exceed 10% of the total species planted; (iii) 40% of species typical of advanced successional stage, since the proportion of these secondary individuals does not exceeded 60% of the total individuals planted in each area, and the proportion of pioneer species do not exceed 5% of the total species planted; (iv) at least 40% of zoochoric species; and (v) 5% of threatened native regional forest cover species. Is it important to highlight that most of planting was conducted during the period of validity of SMA No. 08/2008.

All scientific names were standardized in accordance with Flora and Funga of Brazil (2022) and/or Tropicos v. 3.3.2. The proportion of species involved with zoochory, anemochory and autochory was calculated based on the “List of species indicated for ecological restoration for different regions of the state of São Paulo” (Barbosa et al., 2017), as well the proportion of species typical of early and advanced successional stages. The List of Brazilian Flora Threatened to Extinction was consulted to identify the proportion of threatened species planted in riparian areas (Brazil, 2022). The similarity of planted species between areas was evaluated by the non-parametric Kruskal-Wallis test (Zar, 1996) using RStudio (RStudio Team, 2015), and a cluster analysis was performed using Unweighted Pair Group Method Arithmetic (UPGMA) averages and the Jaccard index (Legendre & Legendre, 2012).

3. Results

We identified through the field visits to the studied restored areas 98 species distributed in 31 families (see Chapter 1). The species richness ranged from 9 (Area 13) to 49 (Area 6). Among total planted species, 73.46% were native and occur in Ombrophilous Forests, 12.24% occur in other vegetation types of the Atlantic Forest (mangrove, Seasonal Deciduous Forest, Seasonal Semideciduous Forest or Araucaria Forest), 6.12% were from other Brazilian biomes such as the Cerrado (savanna) and Amazon Forest, and 3.06% were not identified (n=3) due to the small size of the seedlings (inferior to 0.70 m).

Unfortunately, 5.10% of planted species corresponded to species that do not occur in Brazil (exotic species), such as *Ardisia humilis*, *Heptapleurum actinophyllum* (Endl.) Lowry & G.M. Plunkett, *Murraya paniculata* (L.), and jack and palm trees of the genus *Phoenix* (Figure 2). The most exotic species was *Tabebuia pentaphylla* (L.) Hemsl. (n=18), originally from El Salvador.



Figure 2. Exotic species planted in riparian areas. (a) *Ardisia humilis*; (b) *Tabebuia pentaphylla*; (c) *Phoenix* sp.; (d) *Murraya paniculata*; (e) *Heptapleurum actinophyllum*.

Regarding ecological succession groups, 52.04% of the total species and 51.51% of the individuals are typical of secondary stages (Figure 03). More than 56% of identified species and almost 70% of total individuals are zoochoric (Figure 4).

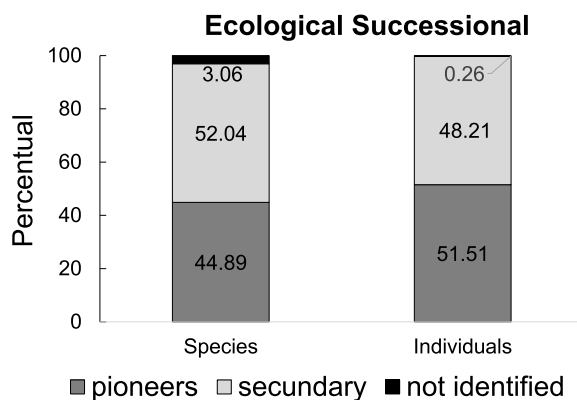


Figure 3. Groups of successional species and individuals planted in restored riparian areas.

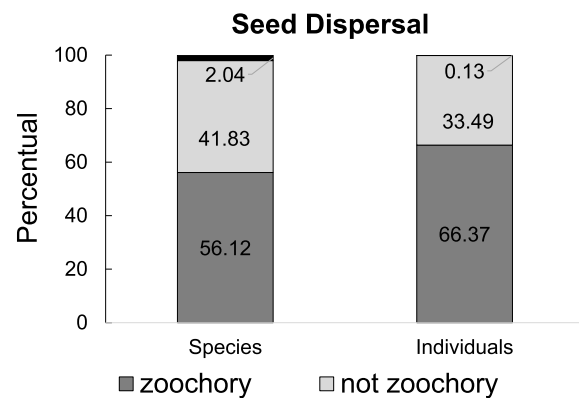


Figure 4. Groups of seed dispersal species and individuals planted in restored riparian areas.

However, when analyzed the data show in Table 1, the proportion of pioneer planted individuals prevailed over secondary individuals in most restored riparian areas when each area was analyzed individually. In almost all restored riparian areas, the proportion of zoochoric species was superior than 40%, with the exception of Area 13.

Table 2. Proportion of successional groups (%), zoochoric species (%) and threatened species (%)

Riparian Areas	Proportion of pionners (%)	Proportion of secondary (%)	Proportion of zoochoric (%)	Proportion of threatened species (%)
Area 6	42.48	57.51	79.04%	4.28%
Area 7	67.01	32.98	67.01%	0
Area 9	68.03	31.96	62.29%	1.63%
Area 11	39.68	55.55	69.04%	0
Area 12	70.05	29.67	58.55%	0
Area 13	64.15	35.84	35.84%	0
Area 16	49.52	49.52	65.71%	0
Area 17	36.72	62.14	71.18%	0
Area 21	67.85	32.14	53.57%	0

On the contrary that was recommended by SMA No. 08/2008 and that are actually recommended by SMA No. 32/2014, the proportion of pionners species was superior than 60% in Areas 7, 9, 12, 13 and 21, while the proportion of secondary species was superior than 60% only in Area 17. Furthermore, the planting of some pionner species in five areas exceeded the limit of 10% of the total individuals planted. This is the case of *Citharexylum myrianthum* Cham. in Area 7 (19.58%) and Area 9 (18.03%), *Croton urucurana* Baill. in Area 7 (13.40%) and Area 9 (13.11%), *Guazuma ulmifolia* Lam. in Area 11 (27.775), *Talipariti pernambucense* (Arruda) Bovini in Area 12 (17.37%) and Area 21 (42.85%), and *Cecropia pachystachya* Trécul (11.42%), *Tabebuia pentaphylla* (L.) Hemsl. (16.19%) and *Inga sessilis* (Vell.) Mart. (13.33%) in Area 16. The planting of two secondary species exceeded the limit of 5% of the total individuals planted in Area 17: *Myrsine umbellata* Mart. (16,94%) and *Sapindus saponaria* L. (14,12%).

Only four threatened species were identified in restored riparian area. These threatened species were found in only two restored riparian areas, with proportion inferior than established by both resolutions (<5%). The species *Euterpe edulis* Mart. Palm., known as “palmito juçara” in Brazil (Figure 5) was the most threatened species planted in the study sites (relative frequency of 1.42%).



Figure 5. *Euterpe edulis*, threatened palm tree species known as “palmito juçara”.

Species composition was similar between restored areas, both through the Kruskal-Wallis test ($p=2.2e-16$) and cluster analyses using the Jaccard index (Jaccard=0.1927). The greatest similarity was observed between areas 7 and 9 (Figure 6), where seedling planting was carried out by the same landowner.

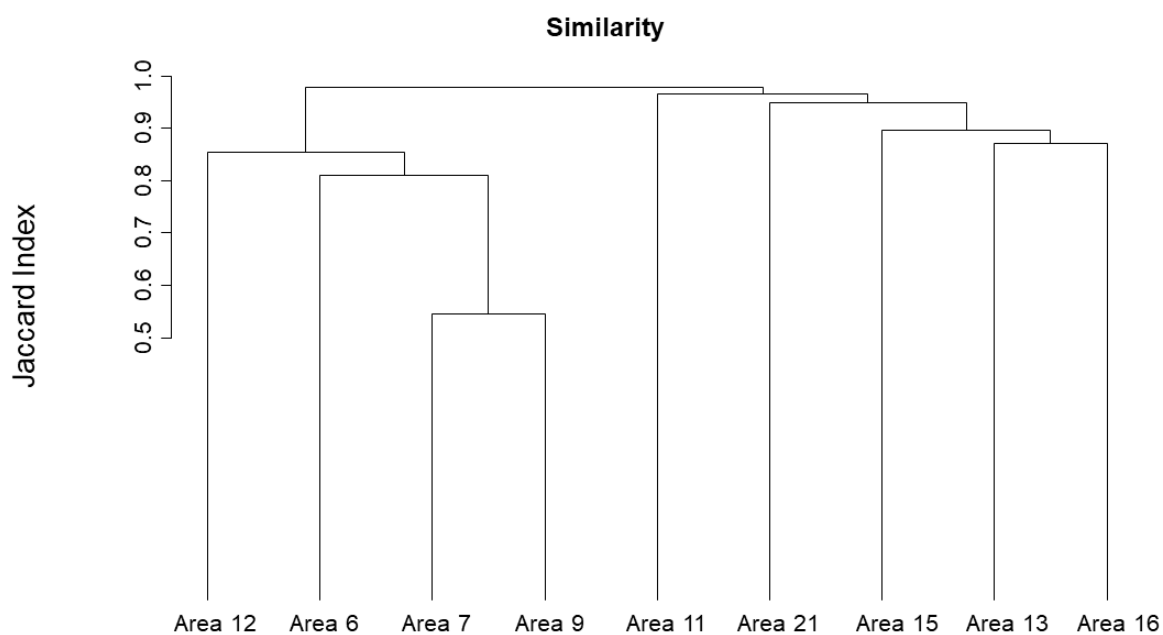


Figure 6. Cluster analysis through WPGMA and the Jaccard Index.

4. Discussion

Restorations were partially conducted in compliance with São Paulo's environmental legislation in most riparian areas in the Baixada Santista region, corroborating with the hypothesis of this study. Nevertheless, even with a planting of exotic species, low species richness and low number of threatened species, forests restorations in the studied areas were still approved by the government.

Piña-Rodrigues et al. (2018) also observed that less than 25% of restored forests in compliance with the Brazilian law were partially established in the state of São Paulo. Seedling planting in riparian areas with a lower diversity of species than required by the normative acts (minimum of 80 species) represents a barrier to the effective restoration of a hotspot with more than 20,000 plant species (Mittermeier et al., 2011). High species richness is essential to provide a large pool of native species in tropical forests (Chazdon, 2008; Holl & Aide, 2011) and to stimulate seed dispersal through the fragmented forest cover (Ribeiro et al., 2009). The planting of high species richness is necessary to subsidize the forest dynamics restoration (Barbosa et al., 2003; Ribeiro et al., 2009) and to increase the diversity of the forest (Hooper et al., 2005). A higher number of species (>50 species) is essential for the tropical forests to become less susceptible to invasion by exotic species and to restore ecological processes (Hooper et al. 2005). High species richness also contributes to increase the functional connectivity of the landscape (Rodrigues et al. 2009, Brancalion et al. 2010). Consequently, different microhabitats and niches can be formed to support forest self-sustainability (Tabarelli et al., 2008; Brancalion et al., 2010). The low number of species planted in these riparian areas can subsidize quickly the formation of forest cover, but the vegetation can become biologically unviable and decline in less than 20 years due to a lower capacity to offer a wider range of ecosystem services (Brancalion et al., 2010).

The planting of exotic species in riparian areas is a threat since it hinders and, in most cases, inhibits the effective recovery of native vegetation by accelerating the invasion of remnant forests by exotic species (Brancalion et al., 2007). The species *Heptapleurum actinophyllum* identified in one of the areas is considered invasive due to its tolerance to shading and ability to form large densities (Instituto Hórus, 2020). The *Tabebuia pentaphylla* species, also planted in some areas, is originally from El Salvador and is widely used in urban landscaping (Lorenzi, 2018). At this point it is necessary to highlight that even native species can also be considered exotic when introduced in different areas, outside of your extent of occurrence. This is explained by the fact that each different vegetation types have its own

dynamics and floristic composition (Assis et al. 2013). Therefore, regional native species should be prioritized in forest restoration initiatives since they are more adapted to the environmental conditions and contribute to the regional diversity of vegetation (Meli et al., 2017). Besides, regional native species may minimize the loss of genes originally from the specific environments in which these species of plants occur (Sebbenn & Etti, 2001). The introduction of nonlocal and potentially maladapted genotypes to restoration sites is a major genetic concern in forest restoration due to the possibility to reduce the success of restoration projects (McKay et al., 2005). Unfortunately, the SMA No. 32/2014 resolution allows the planting of exotic species (São Paulo, 2014), and this is the only point where we disagree with the legal instrument.

The planting of higher proportion of pioneer species may be associated with the availability of these seedlings in forest nurseries (Vidal & Rodrigues, 2019). The main function of species typical of the initial stages of ecological succession is to create a suitable environment for the development of secondary species through the rapid shading provided (Kageyama & Gandara, 2001). Consequently, many of the pioneer species are gradually replaced by secondary species that guarantee the maintenance of the forest habitat and allow the restoration process to continue (Chazdon, 2008). So, forest restoration should promote the ecological succession through the planting of functional groups with high number of regional native species. Additionally, the establishment of a plant-frugivore relationship in degraded areas is essential for the conservation of forests or to accelerate the restoration process (Morellato & Leitão-Filho, 1992). More than 60.0% of plant species in tropical forests are dispersed via zoochory (Reis & Kageyama, 2003).

Forest restoration is, therefore, a cornerstone for the conservation of threatened species through the reintroduction of populations in the regional landscape (Tabarelli et al., 2008). Data presented by Strassburg et al. (2019) show the severity of the biodiversity crisis in the Atlantic Forest with an estimated 27–32% of endemic species in the domain currently committed to extinction. Melo et al. (2007) did not find any threatened species in six restored areas in the state of São Paulo, concluding that restorations are performed only to recover the forest structure and not the biodiversity. Data presented by Strassburg et al. (2019) show the severity of the biodiversity crisis in the Atlantic Forest with an estimated 27–32% of the endemic species of the domain currently committed to extinction. For this reason, threatened species should be more actively planted in the Atlantic Forest and in other tropical forests, especially considering the role of riparian forests as ecological corridors. An example is the *E. edulis* palm (Arecaceae), vulnerable to extinction in Brazil (Brazil, 2014). This species, in particular, is

widely distributed throughout the Atlantic Forest, and it has a high abundance in well-preserved humid forests. At the same time, *E. edulis* have a slow growth, without regrowth capacity and are under intense exploitation (Martinelli & Moraes, 2013). This taxon is considered one of the key species of the Atlantic Forest due to its use as a food resource by at least 30 species of birds (Tabarelli & Peres, 2001). According to the Lista de Espécies Indicadas para a Restauração Ecológica para Diversas Regiões do Estado de São Paulo (Barbosa et al., 2017), there are many other species threatened that can be planted in degraded areas originally covered by Dense Ombrophilous Forest, such *Virola bicuhyba* (Schott ex Spreng.) Warb, *Monteverdia brasiliensis* (Mart.) Biral and *Eugenia catharinensis* D. Legrand.

The similarity floristic composition between restored riparian areas analyzed in this study can be explained by the availability of planted species in forest nurseries. The lack of nurseries in the study region may contribute to the production of many individuals of few species. A major concern that may hamper restoration efforts is that some native species are very abundant in forest nurseries while most species are represented only by a few individuals (Vidal & Rodrigues, 2019).

Finally, ecological restoration projects must adopt the principle of observing and monitoring treatments and responses to determine whether a project is on track to meeting objectives or there is a need for adjustments (Gann et al., 2019).

5. Conclusions

Failure in complying with restoration projects and partial compliance with resolutions that guide forest restoration in the state of São Paulo show some of the difficulties faced by public authorities when enforcing legislation and the effectiveness of restoration efforts.

Our findings demonstrate that the poor, or non-existent, enforcement by environmental agencies represents a considerable constraint towards multiple forest recovery benefits, since one of the best legal instruments created for tropical forest restoration in the country and probably in the world is not fully put in practice in the Baixada Santista region. Forest restoration initiatives with a high percentage of non-endemic species and exotic species, without planting of threatened species, are harmful factors to the restoration of the Atlantic Forest. We can observe that forest restoration is carried out in order to recover the vegetation cover and not the region's biodiversity.

Therefore, the key to a successful forest restoration is to boost the capacity-building skills of the environment agency professionals responsible for legislation enforcement. For the

reasons aforementioned future monitoring is highly recommended to avoid unsuccessful planting and a consequently ineffective restoration, mainly based on the CBRN No. 01/2015 ordinance that guides assessments in restoration areas regarding native vegetation cover, density of regenerating native individuals and number of regenerating native species. To help solve the issue of species represented by few individuals, the collaboration between seed production association in regions with a high level of forest cover such as the Baixada Santista can favor the growth and production of high biodiversity restoration stocks.

Acknowledgments

We thank Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES.

Author Contributions Statement

FAM performed the data collection, analyzed the data, writing - original draft and editing; DMDF, RC writing - review and supervision.

References

- Agem. 2013. Agência Metropolitana da Baixada Santista. Plano Metropolitano de Desenvolvimento Estratégico da Baixada Santista, 2014-2030. Mapa de Uso e Ocupação do Solo – Território. <http://www.agem.sp.gov.br/pmdebs> (accessed 28 January 2022).
- Assis, G.; B. de; Suganuma, M. S.; Melo, A. C. G.; Durigan, G. 2013. Uso de espécies nativas e exóticas na restauração de matas ciliares no Estado de São Paulo (1957 - 2008). *Revista Árvore*, 37(4). <https://doi.org/10.1590/S0100-67622013000400003>.
- Banks-Leite, C.; Pardini, R.; Tambosi, L. R.; Pearse, W. D.; Bueno, A. A.; Bruscin, R. T.; Condez, T. H.; Dixo, M.; Igari, A. T.; Martensen, A. C.; Metzger, J. P. 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspots. *Science*, 345: 1041. <https://doi.org/10.1126/science.1255768>.
- Barbosa, L. M.; Barbosa, K. C.; Barbosa, J. M.; Fidalgo, A. O.; Rondon, J. N.; Junior, N. N.; Martins, S. E.; Duarte, R. R.; Casagrande, J. C.; Carlone, N. P. 2007. Estabelecimento de Políticas Públicas para Recuperação de Áreas Degradadas no Estado de São Paulo: o Papel das Instituições de Pesquisa e Ensino. *Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre*, 5(1): 162-164.
- Barbosa, L. M.; Potomati, A. 2003. A situação atual da recuperação de áreas degradadas no Estado de São Paulo e a importância da Resolução SMA nº 21, de 21/11/2011. In: Barbosa, L. M.; Potomati, A. Manual prático para recuperação de áreas degradadas e Anais do Seminário regional sobre recuperação de áreas degradadas: conservação e manejo de formações florestais

litorâneas. Ilha Comprida: Secretaria de Meio Ambiente: Prefeitura de Ilha Comprida, p. 31-32.

Barbosa, L. M.; Shirasuna, R. T.; de Lima, F. C.; Ortiz, P. R. T.; Barbosa, K. C.; Barbosa, T. C. 2017. Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo. Luiz Mauro Barbosa - São Paulo: Instituto de Botânica, 344.

Brancalion, P. H. S.; Novembre, A. D. L. C.; Rodrigues, R. R.; Chamma, H. M. C. P. 2007. Estabelecimento da temperatura ótima para a germinação das sementes de 272 espécies arbóreas nativas do Brasil. Informativo Abrates, 17(1): 55-68. <https://doi.org/10.1590/S0101-31222010000400002>.

Brancalion, P. H. S.; Rodrigues, R. R.; Gandolfi, S.; Kageyama, P. Y.; Nave, A. G.; Gandara, F. B.; Barbosa, L. M.; Tabarelli, M. 2010. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. Revista Árvore, 34(3): 455-470. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000300010>.

Brancalion, P. H. S.; Niamir, A.; Broadben, E.; Crouzeilles, R.; Barros, F. S. M.; Almeyda-Zambrano, A. M.; Baccini, A.; Aronson, J.; Goetz, S.; Leighton Reid, J.; Strassburg, B. B. N.; Wilson, S.; Chazdon, R. L. 2019. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. Science Advances, 5: 7, eaav3223. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav3223>.

Brasil. 2012. Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 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 nº 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. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. (accessed 25 January 2022).

Brasil. 2022. Ministério do Meio Ambiente. Portaria nº 148, de 07 de junho de 2022. Altera os Anexos da Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P_mma_148_2022_altera_anexos_P_mma_443_444_445_2014_atualiza_especies_ameacadas_extincao.pdf. (accessed 10 June 2022).

CBH-BS. 2021. Comitê da Bacia Hidrográfica da Baixada Santista. Relatório de Situação dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica da Baixada Santista, 58 p. https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/deliberation//CBHBS/21657/rs2021_formatado_rev11.pdf (accessed 10 September 2022).

Chaves, R. B.; Durigan, G.; Brancalion, P. H. S.; Aronson, J. 2015. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). Restoration Ecology, 23(6): 754-759. <https://doi.org/10.1111/rec.12267>.

Chazdon, R. L. 2008. Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. Science, 320: 1458. <https://doi.org/10.1126/science.1155365>.

Crouzeilles, R.; Curran, M.; Ferreira, M. S.; Lindenmayer, D. B.; Grelle, C. E. V.; Rey-Benayas, J. M. 2016. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature Communications*, 7: 11666. <https://doi.org/10.1038/ncomms11666>.

Cunha, C. M. L.; Oliveira, R. C. de. 2015. Baixada Santista: uma contribuição à análise geoambiental [online]. São Paulo: Editora UNESP, 2015, 35-60. ISBN 978-85-68334- 55-3.

Durigan, G.; Engel, V. L.; Torezan, J. M.; Melo, A. C. G. De; Marques, M. C. M.; Martins, S. V.; Reis, A.; Scarano, F. R. 2010. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *Revista Árvore*, 34(3): 471-485. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000300011>.

Flora e Funga do Brasil. 2022. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. (accessed 07 January 2022).

Gann, G. D.; McDonald, T.; Walder, B.; Aronson, J.; Nelson, C. R.; Jonson, J.; Hallet, J. G.; Eisenberg, C.; Guariguata, M. R.; Liu, J.; Hua, F.; Echeverría, C.; Gonzales, E.; Shaw, N.; Decler, K.; Dixon, K. W. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27(1): 1–46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035/>.

Holl, K. D.; Aide, T. M. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261: 10, 1558–1563. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>.

ITTO. 2020. International Tropical Timber Organization. Guidelines for forest landscape restoration in the tropics – Policy Brief.

Legendre, P.; Legendre, L. 2012. *Numerical Ecology*. Third English edition. Elsevier Science BV, Amsterdam.

Leitão-Filho, H. F. 1994. Diversity of arboreal species in atlantic rain forest. *Annals Brazilian Academy Sciences*, 66(1):91-96.

Lewis, S. L.; Edwards, D. P.; Galbraith, D. 2015. Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, 349 (6250), 827-832. <https://doi.org/10.1126/science.aaa9932>.

Martinelli, G.; Moraes, M. A. 2013. *Livro vermelho da Flora do Brazil*. 1. ed. Rio de Janeiro. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 1102 p.

McKay, J. K.; Christian, C. E.; Harrison, S.; Rice, K. J. 2005. “How Local Is Local?” A Review of Practical and Conceptual Issues in the Genetics of Restoration. *Restoration Ecology*, 13(3): 432-440. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00058.x>.

Meli, P.; Holl, K. D.; Benayas, J. M. R.; Holly, P. J.; Jones, P. C.; Montoya, D.; Mateos, D. M. 2017. A global review of past land use, climate and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *Plos One*, 12(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171368>.

Melo, A. C. G.; Miranda, D. L. C.; Durigan, G. 2007. Crown cover as indicator of structural development of riparian areas restoration in the Mid-Paranapanema valley, Brazil. *Revista Árvore*, 31(2): 321-328. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622007000200015>.

Mittermeier, R. A.; Turner, W. R.; Larsen, F. W.; Brooks, T. M.; Gascon, C. 2011. Global biodiversity conservation: The critical role of hotspots. In Zachos, F. E. & Habel, J. C. (Eds.), *Biodiversity hotspots: Distribution and protection of conservation priority areas* (3-22). Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1.

Moreira, F. de A.; Paterson, S.; Nunes, L. H.; Pelling, M. 2019. Climate Change and Adaptive Capacity in The City of Santos. In: Nunes, L. H.; Greco, R.; Marengo, J. A. *Climate Change in Santos Brazil: Projections, Impacts and Adaptation Options*. Springer, 310 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-96535-2>.

Morellato, L. P. C.; Leitão-Filho, H. F. 1992. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In *História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil* (L.P.C. Morellato, org.). Editora da Unicamp/Fapesp, Campinas, p. 112-140.

Oscar-Júnior, A. C. da S.; Oliveira-Santos, B. B.; Hosokawa, E. K.; de Araújo, P. P.; Carriço, J. M. 2019. Land Use Change Dynamics in the Metropolitan Region of Baixada Santista MRBS (SP): Between Development and Environmental Impacts. In: Nunes, L. H., Greco, R., Marengo, J. A. *Climate Change in Santos Brazil: Projections, Impacts and Adaptation Options*. Springer, 310 p.

Piña-Rodrigues, F. C. M. et al. 2018. O Futuro das Sementes Nativas. In: Barbedo, CJ, Santos Junior, NA. *Sementes do Brasil: produção e tecnologia para espécies da flora brasileira*. Instituto de Botânica, São Paulo, p. 208.

Reis, A.; Kageyama, P. Y. 2003. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: Kageyama, P. Y.; Oliveira, R. E.; Moraes, L. F. D.; Engel, V. L.; Gandara, F. B. (Org.). *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: FEPAF.

Rezende, C. R.; Scarano, F. R.; Assad, E. D.; Joly, C. A.; Metzger, J. P.; Strassburg, B. B. N.; Tabarelli, M.; Fonseca, G. A.; Mittermeier, R. A. 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16: 208–214. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>.

Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Ponzoni, F. J.; Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for Conservation. *Biological Conservation*, 142: 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.

RStudio Team. 2015. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. <http://www.rstudio.com/>. (accessed 07 January 2022).

São Paulo. 2020. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente - Sima. Instituto Florestal. *Inventário Florestal do Estado de São Paulo: Mapeamento da Cobertura Vegetal Nativa*. <https://smastr16.blob.core.windows.net/home/2020/07/inventarioflorestal2020.pdf> (accessed 07 October 2020).

São Paulo. 2008. Secretaria do Estado de Meio Ambiente. Resolução SMA nº 08, de 31 de janeiro de 2008. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas.

<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/legislacao/2008/01/resolucao-sma-08-2008/>. (accessed 07 January 2022).

São Paulo. 2014. Secretaria do Estado de Meio Ambiente. 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. <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/legislacao/2014/04/resolucao-sma-32-2014/>. (accessed 07 January 2022).

São Paulo. 2015. Secretaria do Estado de Meio Ambiente. Portaria CBRN nº 01/2015. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica. <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/legislacao/2015/01/portaria-cbrn-012015/>. (accessed 07 January 2022).

Sebbenn, A. M.; Etori, L. C. 2001. Conservação genética ex situ de *Esenbeckia leiocarpa*, de *Myracrodruon urundeuva* e *Peltophorum dubium* em teste de progênes misto. Revista do Instituto Florestal, 13(22): 201-211.

Soares-Filho, B.; Rajão, R.; Macedo, M.; Carneiro, A.; Costa, W.; Coe, M.; Rodrigues, H.; Alencar, A. 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, 344: 363-364. <https://doi.org/10.1126/science.1246663>.

Souza, F. M.; Batista, J. L. F. 2004. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. *Forest Ecology and Management*, 191: 185-200. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.12.006>

Strassburg, B. B. N.; Beyer, H. L.; Crouzeilles, R.; Iribarrem, A.; Barros, F.; Siqueira, M. F. de; Sánchez-Tapia, A.; Balmford, A.; Sansevero, J. B.; Brancalion, P. H.; Broadbent, E. N.; Chazdon, R. L.; Oliveira-Filho, A.; Gardner, T. A.; Gordon, A.; Latawiec, A.; Loyola, R.; Metzger, J. P.; Mills, M.; Possingham, H. P.; Rodrigues, R. R.; Scaramuzza, C. A. M.; Scarano, F. R.; Tambosi, L.; Uriarte, M. 2019. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. *Nature Ecology & Evolution*, 3: 62-70. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0743-8>.

Tabarelli, M.; Lopes, A. V.; Peres, C. A. 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica*, 40: 657-661. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00454.x>.

Tabarelli, M.; Peres, C. A. 2001. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation*, 106: 165–176. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00243-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00243-9).

Tropicos.org. Missouri Botanical Garden. 2022. <https://tropicos.org>. (accessed 07 January 2022).

Vidal, C. Y., Rodrigues, R. R. 2019. Restauração da Diversidade: Os Viveiros do Estado de São Paulo. Piracicaba: USP/ESALQ, 84 p.

Zar, J. H. 1996. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, New Jersey, 662 p.

CAPÍTULO 3. A COMPENSAÇÃO AMBIENTAL PARA MITIGAÇÃO DA SUPRESSÃO DE VEGETAÇÃO EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE - APPS

Resumo

A recuperação da Mata Atlântica e de seus corredores ecológicos, como é o caso das Áreas de Preservação Permanente – APPs de cursos d'água, é necessária para assegurar as funções ecológicas provenientes da biodiversidade que esse *hotspot* abriga. No Brasil, a Lei Federal nº 12.651/2012 exige a recuperação das APPs em casos de degradação nessas áreas protegidas. O total de 25 processos de licenciamento foram consultados no órgão ambiental competente para a identificação das APPs de cursos d'água objetos de supressão e demais intervenções por indústrias e empreendimentos privados na Baixada Santista que devem ser obrigatoriamente recuperadas. Através desta etapa, foi observada a realização de duas compensações ambientais para mitigar a supressão de vegetação ao invés das ações de recuperação florestal. Essas compensações foram realizadas mediante a conservação de remanescentes vegetais presentes em outras APPs através de averbação em cartório de registros de imóveis competente. Do ponto de vista ecológico, nenhuma APP deveria ser aceita como forma de compensação pelo poder público, pois a averbação de uma área protegida ocasiona a perda de cobertura vegetal em virtude da área que deixou de ser recuperada. Desta forma, torna-se necessário o cumprimento à Lei Federal nº 12.651/2012, que exige obrigatoriamente a recuperação florestal das APPs impactadas para mitigar a perda da biodiversidade na Mata Atlântica, considerada um dos maiores centros de endemismo do Brasil e do mundo.

Palavras-chave: áreas protegidas, biodiversidade, equivalência ecológica, licenciamento ambiental, Mata Atlântica.

1. Introdução

A compensação ambiental é um instrumento mundialmente utilizado como medida de prevenção, minimização ou compensação dos efeitos adversos sobre a diversidade biológica (Quintero & Mathur, 2011). No Brasil, a compensação ambiental foi estabelecida inicialmente pela antiga Resolução Conama nº 10/1987 (revogada em 2010 pela Resolução nº 428), que exigia de empreendimentos com elevado potencial de degradação a implantação de Estações Ecológicas para reparação dos impactos ambientais (Brasil, 1987).

Posteriormente, a Lei Federal nº 9.985/2000, que criou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) no país, alterou a forma de compensação ambiental através do licenciamento ambiental. Essa lei exige atualmente que empreendimentos de significativo impacto ambiental e objetos de Estudo Impacto e respectivo Relatório de Impacto (EIA/Rima) destinem valor monetário para subsidiar a implantação e a manutenção no país de Unidades de Conservação de Proteção Integral no geral (Brasil, 2000).

A aplicação dos recursos financeiros da compensação ambiental é definida pelo Decreto nº 4.340/2002, que prioriza a regularização fundiária de unidades de conservação, a elaboração, revisão ou implantação de plano de manejo dessas unidades; a aquisição de bens e serviços necessários à implantação, gestão, monitoramento e proteção da unidade; o desenvolvimento de estudos necessários à criação de novas unidades de conservação; e, por último, o desenvolvimento de pesquisas necessárias para o manejo da unidade de conservação e de sua área de amortecimento (Brasil, 2002).

Neste caso, pode ser observado que a compensação ambiental mencionada se refere ao pagamento pela existência de impactos negativos e não mitigáveis decorrentes das diversas atividades antrópicas existentes (Born & Talocchi, 2002). Segundo Sánchez (2008), esse mecanismo corresponde à substituição de um bem ambiental que será degradado, perdido ou alterado. No entanto, não deve ser confundida como uma indenização, visto que seu objetivo é conservar a biodiversidade em unidades de conservação através da compensação monetária de impactos negativos e não mitigáveis oriundos da implantação de empreendimentos de significativo impacto ambiental (Sánchez, 2008).

Ao contrário da compensação ambiental efetuada através do pagamento de valor monetário para mitigar os impactos oriundos de empreendimentos considerados de grande impacto ambiental, a Lei Federal nº 11.428/2006, que dispõe sobre a utilização e a proteção da Mata Atlântica, permite através de seu artigo 17 a realização de compensação ambiental para mitigar a supressão de vegetação nativa. Essa compensação pode ser realizada mediante a destinação à conservação de outra cobertura vegetal através de sua averbação em cartório de registros de imóveis competente (Brasil, 2006). Contudo, a compensação deve ocorrer em área que apresente a mesma extensão e as mesmas características ecológicas da vegetação a ser suprimida, bem como esteja situada na mesma bacia hidrográfica. A recuperação florestal, neste caso, é exigida somente na impossibilidade dessa compensação (Brasil, 2006). Com isso, há a possibilidade de a compensação ambiental ser executada através da conservação de área que já apresenta cobertura vegetal estabelecida.

Divergências ocorrem em função da averbação de remanescentes vegetais situados em áreas legalmente protegidas, como é o caso das Áreas de Preservação Permanente – APPs, definidas na Lei nº 12.651/2012 (por exemplo, margens de nascentes, rios, lagos e lagoas, topos de morros, áreas de encostas, manguezais etc.). Segundo a Lei Federal nº 12.651/2012 (Brasil, 2012), as APPs correspondem a áreas cobertas ou não por vegetação nativa e possuem a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas. Em casos de intervenções e desmatamentos nessas áreas, a recuperação vegetal deve ser obrigatoriamente promovida em cumprimento à Lei Federal nº 12.651/2012 para mitigar a degradação ambiental (Brasil, 2012).

Assim, este capítulo tem como objetivo avaliar se a compensação ambiental foi realizada na Bacia Hidrográfica da Baixada Santista, localizada no litoral sudeste do Brasil, como forma de mitigar a supressão de vegetação nativa em APPs de cursos d'água. A Baixada Santista apresenta um dos maiores índices de cobertura da Mata Atlântica do estado de São Paulo (São Paulo, 2020) e 2.818 km² de área de drenagem (CBH-BS, 2021). Em contraste, a expansão industrial cada vez mais crescente na região (Oscar-Júnior et al., 2019) ocasionou a degradação de diversos rios e córregos nessa bacia hidrográfica (Cunha & Oliveira, 2015).

2. Materiais e Métodos

Conforme mencionado no Capítulo 1, as informações a respeito das APPs de cursos d'água objetos de supressão e/ou intervenção por indústrias e empreendimentos na Bacia Hidrográfica da Baixada Santista foram obtidas através de consultas de processos de licenciamento ambiental na Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – Cetesb (agências de Santos e Cubatão). Para o presente capítulo, as seguintes informações foram obtidas através da consulta dos processos: localização das APPs autorizadas para intervenção pela Cetesb (endereço, coordenadas, denominação do curso d'água perene ou intermitente e sub-bacia de inserção), extensão da área de intervenção autorizada (m²/ha) e fitofisionomia da região onde a APP autorizada para intervenção está inserida (Floresta Ombrófila Densa Submontana, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, várzea etc.).

Posteriormente, foram avaliados os Termos de Compromisso de Recuperação Ambiental – TCRAs firmados entre os empreendedores e o órgão ambiental visando à recuperação da cobertura vegetal do restante da APP, bem como os Termos de Responsabilidade de Preservação de Área Verde para Lote nos casos da realização da

compensação ambiental ao invés da recuperação florestal. A análise dos termos firmados para a realização da compensação ambiental buscou identificar a extensão da cobertura vegetal (m²/ha) a ser preservada através da averbação em cartório de registros de imóveis e sua localização (endereço, coordenadas, sub-bacia etc.). Através da avaliação dos laudos e relatórios técnicos elaborados pelo empreendedor para subsidiar a aprovação da compensação ambiental, foram averiguadas as principais características da vegetação destinada à preservação como forma de compensação ambiental.

A **Figura 01** a seguir representa o método adotado para a identificação da compensação ambiental na área de estudo.

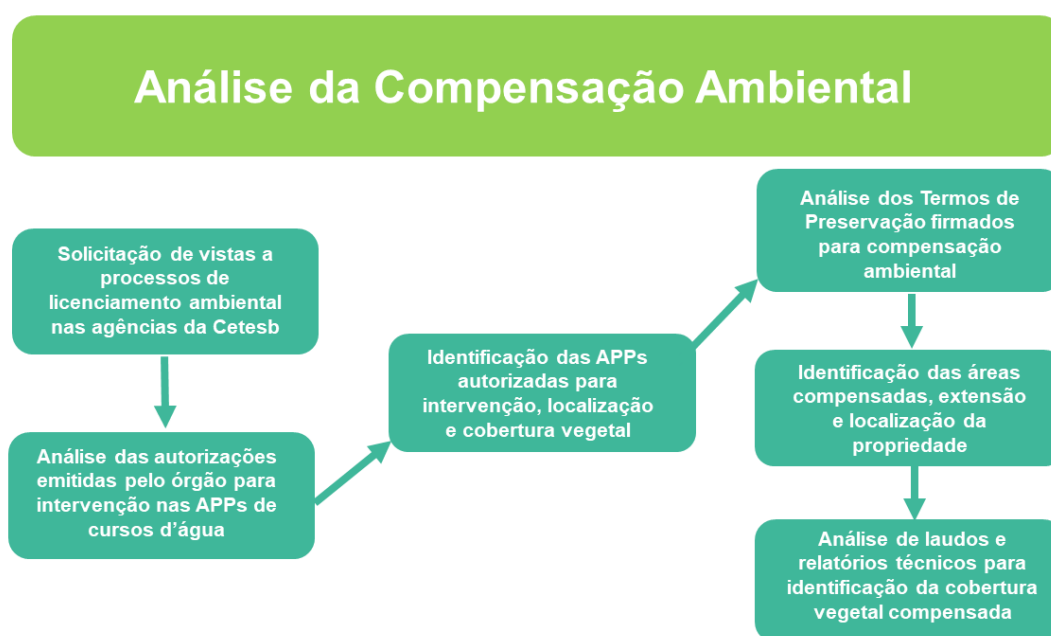


Figura 01. Método de análise para identificação das APPs que deixaram de ser recuperadas pela compensação ambiental.

Importante destacar que as consultas foram realizadas com base na Lei Federal nº 12.527, de 18 de novembro de 2011, que assegura o direito fundamental de acesso à informação em conformidade com os princípios básicos da administração pública (Brasil, 2011).

3. Resultados

O total de 25 processos de licenciamento ambiental para intervenção em APPs de cursos d'água foram analisados por meio de consultas nas agências da Cetesb (**Tabela 01**), conforme também apresentado no Capítulo 1.

Tabela 01. Processos de licenciamento ambiental consultados para intervenção em APPs de cursos d'água

APP's	Sub-bacia	Curso d'água	Processos
área 1		Córrego do Bugre	Processo 1123/2011
área 2		Córrego do Bugre	Processo 74078/2006
área 3		Córrego do Bugre	Processo 74078/2006
área 4		Córrego do Bugre	Processo 74078/2006
área 5		Rio Mogi	-
área 6		Córrego do Bugre	Processo 74078/2006
área 7		Córrego do Bugre	Processo 74078/2006
área 8	Rio Mogi	Rio Mogi	Processo 74078/2006
área 9		Córrego do Bugre	Processo 74078/2006
área 10		Córrego do Bugre	Processo 4678/2010
área 11		rio Mogi	Processo 25000156/2011
área 12		rio Mogi	-
área 13		rio Mogi	-
área 14		Córrego Perdido	Processo 2580028/2011
área 15		afluente do rio Morrão	Processo 250010/2016
área 16		rio Cubatão	Processo 3474/2010
área 17	Rio Cubatão	rio Perequê	Processo 2500367/2012
área 18		rio São Jorge	Processo 1813/2008
área 19	Ilha de São Vicente	rio Casqueiro	Processo 18/00548/99
área 20		rio São Jorge	Processo 1813/2008
área 21		rio Santo Amaro	Processo 626/2012
área 22		Canal de Bertioga	Processo 15/2009
área 23	Ilha de Santo Amaro	rio do Meio	Processo 1800172/17
área 24		rio do Meio	Processo 18007865/13
área 25	Rio Boturoca	afluente do rio Boturoca	Processo 1800056/18

As áreas 14 e 15, situadas na sub-bacia Rio Mogi em Cubatão, não foram recuperadas em função da realização da compensação ambiental, ou seja, devido à conservação de cobertura vegetal através da averbação em cartório de registros de imóveis competente. A Área 14 está inserida em APP de curso d'água e teve 1,06 ha de sua vegetação nativa (caracterizada no processo como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas) suprimida para fins de canalização do recurso hídrico na propriedade. Conforme informado no relatório técnico apresentado pelo empreendedor ao órgão ambiental, a compensação ambiental para mitigar esse impacto ocorreu através da averbação de cobertura vegetal com a mesma extensão. No entanto, essa cobertura vegetal é caracterizada no processo consultado como Floresta Ombrófila Densa Submontana e está inserida em APP de topo de morro nos termos da Lei Federal nº 12.651/2012 (Brasil, 2012).

A localização das áreas compensadas na sub-bacia Rio Mogi são apresentadas na **Figura 02** a seguir.

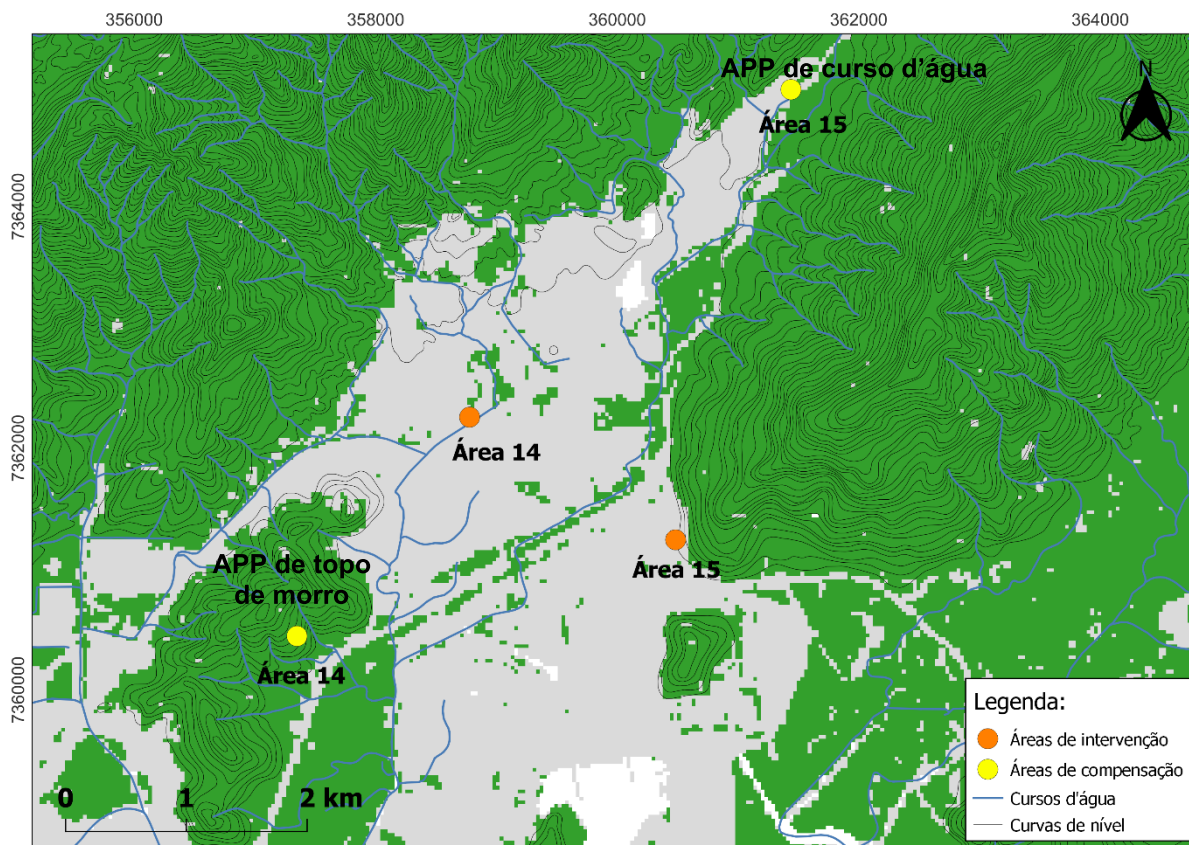


Figura 02. Localização das áreas de intervenção e de compensação ambiental na sub-bacia Rio Mogi. Classificação supervisionada de imagem do satélite Landsat 8 – OLI do ano de 2021. A cor cinza indica a ocupação urbana e a cor verde a cobertura vegetal da sub-bacia Rio Mogi. Fonte: acervo pessoal.

A Área 15 autorizada para supressão pelo órgão ambiental apresenta 2,51 ha e não corresponde a nenhuma Área de Preservação Permanente – APP definida pela Lei Federal nº 12.651/2012. Contudo, a mitigação dessa degradação ocorreu através da averbação de porção de fragmento florestal situado na faixa marginal do Rio Mogi, dentro dos limites da APP.

Embora somente duas compensações ambientais tenham sido identificadas, os resultados obtidos apontam a perda de cobertura vegetal em função da recuperação florestal que não foi executada na APP degradada na área de estudo. A conservação de trecho de APP através da averbação em cartório de registros de imóveis também contribui para a perda de vegetação, pois outra área degradada poderia ser recuperada ao invés da conservação de uma área já protegida por lei.

4. Discussão

4.1 Fatores que contribuem para a compensação ambiental

De acordo com May et al. (2015), a compensação ambiental prevista na Lei Federal nº 11.428/2006 corresponde a uma forma de regularização extrapropriedade, pois o proprietário compra o direito de suprimir uma dada cobertura vegetal nativa de outro proprietário de terra. As compensações ambientais identificadas através das consultas de processos ambientais na Cetesb podem ter ocorrido devido ao elevado custo das ações de recuperação florestal com a aquisição de mudas de espécies nativas, insumos e a manutenção de reflorestamentos ao longo dos anos (Holl & Howartt, 2000; Brancalion et al, 2010). Segundo Ives & Bekessy (2015), a compensação ambiental através da destinação de áreas para a conservação se tornou uma prática frequente nos últimos anos, pois possibilita uma maior flexibilidade entre a proteção ambiental e o desenvolvimento econômico.

Para Durigan et al. (2010), a análise dos projetos de recuperação florestal é extremamente burocrática no Brasil, tanto em função da escassez de conhecimento da flora regional pelos profissionais que compõem o corpo técnico do órgão ambiental, como devido às taxas de análise e o tempo de tramitação até a aprovação do projeto. Como consequência, a compensação ambiental se torna uma alternativa para minimizar os custos associados com o plantio de mudas de espécies nativas (Sparovek et al., 2012). O incentivo fiscal destinado aos proprietários para a execução da recuperação florestal pode contribuir para que não ocorra a compensação ambiental (Aronson et al., 2011). Além disso, a compensação ambiental pode ser tornar uma opção menos onerosa quando comparada à redução da área de produção para recuperação da vegetação nativa no local onde ocorreu a degradação ambiental (Sparovek et al., 2011), pois as restrições quanto ao uso dos recursos naturais, muitas vezes, afetam os interesses econômicos de proprietários (Mayer & Tikka, 2006).

No estado de São Paulo, há o Decreto nº 53.939, de 07 de janeiro de 2009, que dispõe sobre a compensação ambiental para Reservas Legais em áreas rurais. Não há, no entanto, nenhum instrumento legal que oriente a compensação ambiental para propriedades situadas em zonas urbanas.

4.2 Averbação de Áreas de Preservação Permanente

Do ponto de vista ecológico, nenhuma APP deve ser aceita como forma de compensação ambiental pelo poder público. A compensação ambiental realizada através da averbação de uma

área protegida por lei ocasiona a perda de cobertura vegetal em virtude da área que deixou de ser recuperada, além da possibilidade de ocorrer a proteção de uma dada área que não está ameaçada e sem efeito algum para áreas ameaçadas pela pressão antrópica (Campos, 2010).

Além do mais, o uso de uma APP já é restrito em virtude de que a intervenção nessas áreas só pode ser autorizada mediante prévio licenciamento ambiental e, somente para atividades consideradas por lei como de utilidade pública, interesse social ou ainda consideradas como de baixo impacto (Brasil, 2012). Sua ocupação já era restrita desde a Medida Provisória nº 2.166-67/2001, citada no Código Florestal revogado (Brasil, 1965).

Importante destacar que o mercado imobiliário que visa esse tipo de compensação ambiental pode ser favorecido e predominar sobre a recuperação florestal. Sparovek et al. (2011) abordaram a questão da recuperação da vegetação em propriedades rurais, mencionando que se em uma dada propriedade não há conformidade com as legislações de proteção da cobertura florestal, possivelmente as propriedades vizinhas também estarão em desacordo. As áreas que poderiam ser destinadas à compensação como forma de mitigar os danos da supressão podem se tornar escassas na região. Conseqüentemente, áreas legalmente protegidas podem ser pleiteadas para a compensação ambiental em virtude da escassez de áreas vegetadas (Sparovek et al., 2011).

Portanto, as ações de recuperação devem ser executadas conforme a Lei Federal nº 12.651/2012, que exige a recuperação dessas APPs em casos de supressão da vegetação e demais intervenções nessas áreas protegidas (Brasil, 2012). A Resolução Conama nº 369, de 28 de março de 2006, também dispõe a intervenção ou supressão de vegetação em APPs. O referido ato normativo exige a implementação de medidas de caráter compensatório que consiste na efetiva recuperação ou recomposição da APP de curso d'água impactada, prioritariamente na área de influência do empreendimento ou nas cabeceiras dos rios (Brasil, 2006).

É válido mencionar a existência do Programa Nascentes, instituído pela Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do estado de São Paulo. O referido programa dispõe de um banco de áreas degradadas que devem ser recuperadas e que estão situadas dentro de unidades de conservação estaduais, de assentamentos rurais e demais áreas rurais que devem ser regularizadas através do Cadastro Ambiental Rural – CAR. O objetivo do Programa Nascentes é promover a recuperação florestal em conjunto com a proteção dos recursos hídricos através da meta de recuperar 4.464 ha de margens de cursos d'água e aproximadamente 6,3 milhões de mudas de espécies nativas nas bacias hidrográficas Alto Tietê, Paraíba do Sul e Piracicaba-Capivari-Jundiaí (São Paulo, 2017).

Um método que também pode ser implementado é o plantio de enriquecimento proposto por Rodrigues & Gandolfi (1996), que consiste na inserção de mudas de espécies nativas em áreas com um estágio intermediário de perturbação. De acordo com esse método, outras áreas degradadas que não sejam as objetos de intervenção pelos empreendedores e que já apresentem cobertura vegetal podem ser alvo do plantio somente de espécies secundárias visando ao acréscimo da diversidade.

4.3 Equivalência Ecológica

A compensação ambiental através da averbação de fragmento florestal com a mesma extensão torna-se viável somente quando ocorre em áreas que são equivalentes em termos de composição de espécies, estrutura e função dos ecossistemas, pois fisionomias vegetais dentro do mesmo bioma podem apresentar composição de espécies distintas entre si (Metzger et al., 2010). Remanescentes dentro de uma mesma fisionomia vegetal, como, por exemplo, a Floresta Ombrófila Densa na Mata Atlântica, podem apresentar elevada heterogeneidade ambiental (Gandolfi, 1991). Mesmo em comunidades aparentemente semelhantes, a composição florística e os parâmetros estruturais associados à sucessão ecológica (densidade, altura, área basal e diâmetro dos troncos) podem ser muito distintos. Isso faz com que essas vegetações não sejam intercambiáveis, mesmo dentro da área de ocorrência da Mata Atlântica (Durigan et al., 2008).

Em 2020, a 1ª Turma do Superior Tribunal de Justiça de Minas Gerais determinou através do Recurso Especial nº 1532719 - MG (2015/0117046-0) que a compensação ambiental para imóvel rural situado no estado seja realizada fora de sua sub-bacia hidrográfica, desde que ocorra no mesmo complexo vegetacional (Cerrado). O Código Florestal revogado (Lei nº 4.471/1965) não permitia a realização de compensação ambiental fora da sub-bacia hidrográfica de inserção da propriedade, diferente da atual Lei Federal nº 12.651/2012. A ação, portanto, foi pautada na retroatividade da atual Lei nº 12.651/2012 em relação ao dano ocasionado na propriedade (STJ, 2020). Embora se trate de propriedade rural localizada em outro estado e com cobertura vegetal que não pertence à Mata Atlântica, há riscos da compensação ambiental ser difundida para diversas regiões do Brasil. Mesmo a determinação da 1ª Turma do Superior Tribunal de Justiça de Minas Gerais sendo considerada constitucional (STJ, 2020), menores são as chances de preservar a diversidade quando as compensações são realizadas em áreas distantes das localidades objetos de intervenção e supressão (Ferreira et al., 2007).

Para Mello et al. (2021), o termo “equivalência” é indefinido na legislação ambiental brasileira, pois não há definição do grau de equivalência ecológica e como mensurá-la. De

acordo com Freitas et al. (2017), é provável que a maior parte da compensação ambiental de Reservas Legais em propriedades rurais ocorra onde a vegetação nativa está conservada. Consecutivamente, a recuperação in situ ou ex situ ainda é a ação mais adequada para atingir a preservação da vegetação quando comparada à compensação ambiental realizada através da averbação de outra cobertura vegetal (Mello et al., 2021). Para Sparovek (2012), a compensação em questão é o mesmo que “pagar pela floresta em pé”.

Com relação aos impactos ambientais em APPs, é válido lembrar que a Lei nº 12.651/2012 exige a recuperação da cobertura vegetal nessas áreas legalmente protegidas nos casos de supressão de vegetação (Brasil, 2012), enquanto o revogado Código Florestal não traz essa menção (Brasil, 1965). Diante disso, é fundamental que o órgão governamental garanta a recuperação florestal das APPs de acordo com a legislação brasileira para mitigar a perda de cobertura florestal (Aronson et al., 2011).

5. Considerações Finais

A realização da compensação ambiental em áreas protegidas por lei, como é o caso das Áreas de Preservação Permanente, é um mecanismo ainda pouco refletido nas ações de mitigação de perda de cobertura vegetal. Os resultados obtidos neste estudo evidenciam a escassez de informações a respeito das APPs de cursos d'água impactadas que têm sua degradação mitigada pela averbação de coberturas vegetais distintas, bem como a necessidade recuperá-las em atendimento à Lei Federal nº 12.651/2012. Para que ocorra a compensação ambiental fora de áreas protegidas de forma adequada e em consonância os preceitos da Lei da Mata Atlântica, o comércio de áreas para a realização da averbação deve ser regulado de modo que os interesses econômicos não prevaleçam sobre os benefícios ecológicos. Portanto, devem ser pleiteadas para compensação ambiental as áreas que apresentam a mesma extensão da área objeto de degradação e que sejam ecologicamente equivalentes, ou seja, situadas próximas à localidade impactada e com composição de espécies similar devidamente comprovada por estudo prévio. Só assim ocorrerá a conservação da biodiversidade de uma dada região.

6. Referências Bibliográficas

Aronson, J.; Brancalion, P. H. S.; Durigan, G.; Rodrigues, R. R.; Engel, V. L.; Tabarelli, M.; Torezan, J. M.; Gandolfi, S.; de Melo, C. G.; Kageyama, P. Y.; Marques, M. C. M.; Nave, A. G.; Martins, S. V.; Gandara, F. B.; Reis, A.; Barbosa, L. M.; Scarano, F. R. 2011. What role should government regulation play in ecological restoration: ongoing debate in São Paulo State, Brazil. *Restoration Ecology*, 19:690-695. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00815.x>.

Born, R. H.; Talocchi, S. 2002. Compensações por Serviços Ambientais: sustentabilidade ambiental com inclusão social”. In: Born, R. H.; Talocchi, S. (orgs.). Proteção do capital social e ecológico: por meio de Compensações por Serviços Ambientais (CSA). São Paulo: Peirópolis, p. 27-45.

Brancalion, P. H. S.; Rodrigues, R. R.; Gandolfi, S.; Kageyama, P. Y.; Nave, A. G.; Gandara, F. B.; Barbosa, L. M.; Tabarelli, M. 2010. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. Revista Árvore, 34(3). <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000300010>.

Brasil. 1987. Conselho Nacional de Meio Ambiente – Conama. Resolução Conama n° 10, de 03 de dezembro de 1987. Dispõe sobre o ressarcimento de danos ambientais causados por obras de grande porte. Diário Oficial da União, Poder Executivo, 18 mar. 1988. p. 4562-4563.

Brasil. 2006. Conselho Nacional de Meio Ambiente – Conama. Resolução n° 369, de 28 de março de 2006. Dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social de baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção de supressão de vegetação em área de preservação permanente – APP. Diário Oficial da União, Poder Executivo, 29 mar. 2006. Seção 1, p. 1.

Brasil. 2010. Conselho Nacional de Meio Ambiente – Conama. Resolução n° 428, de 17 de dezembro de 2010. Dispõe, no âmbito do licenciamento ambiental, sobre a autorização do órgão responsável pela administração da Unidade de Conservação (UC), de que trata o art. 36, § 3º, da Lei n° 9.985, de 18 de julho de 2000, bem como sobre a ciência do órgão responsável pela administração da UC no caso de licenciamento ambiental de empreendimentos não sujeitos a EIA/RIMA e dá outras providências. Diário Oficial da União, Poder Executivo, 20 dez. 2010. Seção 1, p. 1.

Brasil. 2002. Decreto Federal n° 4.340, de 22 de agosto de 2002. Regulamenta artigos da Lei n° 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Poder Executivo, 23 ago. 2002. p. 1.

Brasil. 1965. Lei Federal n° 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Revogada pela Lei Federal n° 12.651, de 25 de maio de 2012. Diário Oficial da União, Poder Executivo, 16 nov. 1965. Seção 1, n° 177, p. 9.529.

Brasil. 2000. Lei Federal n° 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da União, Poder Executivo, 19 jul. 2000. Seção 1, p. 1.

Brasil. 2006. Lei Federal n° 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, Poder Executivo, 26 dez. 2006. Seção 1, p. 1.

Brasil. 2011. Lei Federal n° 12.527, de 18 de novembro de 2011. Regulamenta o acesso a informações do art. 5º, no inciso II do § 3º do art. 37 e no § 2º do art. 216 da Constituição Federal; altera a Lei n° 8.112, de 11 de dezembro de 1990; revoga a Lei n° 11.111, de 5 de maio de 2005, e dispositivos da Lei n° 8.159, de 8 de janeiro de 1991; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Poder Executivo, 18 nov. 2011. p. 1.

Brasil. 2012. Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 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 nº 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, Poder Executivo, 28 mai. 2012. p. 1.

Campos, M. C. R.; Tamashiro, J. Y.; Assis, M. A.; Joly, C. A. 2011. Florística e fitossociologia do componente arbóreo da transição Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas - Floresta Ombrófila Densa Submontana do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 11(2): 301-312.

Campos, W. G. 2010. Análise de casos de compensação de reserva legal e subsídios para sua efetividade. 142p. Dissertação (Mestrado profissional). Instituto de Pesquisas Ecológicas - IPE, São Paulo, SP.

CBH-BS. 2021. Comitê da Bacia Hidrográfica da Baixada Santista. Relatório de Situação dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica da Baixada Santista, 58 p. Disponível em: <https://sigrh.sp.gov.br/public/uploads/deliberation//CBHBS/21657/rs2021_formatado_rev11.pdf> (acesso em setembro de 2022).

Cunha, C. M. L. da; Oliveira, R. C. de. 2015. Baixada Santista: uma contribuição à análise geoambiental [online]. São Paulo: Editora UNESP, 2015, pp. 35-60. ISBN 978-85-68334- 55-3. <https://doi.org/10.7476/9788568334553>.

Durigan, G.; Bernacci, L.C.; Franco, G. A. D. C.; Arbocz, G. F.; Metzger, J. P.; Catharino, E. L. M. 2008. Estádio sucessional e fatores geográficos como determinantes da similaridade florística entre comunidades florestais no Planalto Atlântico, Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 22: 51-62. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000100007>.

Durigan, G.; Engel, V. L.; Torezan, J. M. R.; de Melo, A. C. G. 2010. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *Revista Árvore*, 34(3): 471-485. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000300011>.

Ferreira, L. G.; Ferreira, N. C.; Iglioni, D. 2007. Sistema de reserva legal extrapropriedade em Goiás: análise de custos e benefícios econômicos e ambientais à escala da paisagem. *Boletim Goiano de Geografia*, 27(1): 11-47.

Freitas, F. L. M. d; Sparoveck, G.; Mörtberg, U.; Silveira, S.; Klug, I.; Berndes, G. 2017. Offsetting legal deficits of native vegetation among Brazilian landholders: Effects on nature protection and socioeconomic development. *Elsevier: Land Use Policy*, 68: 189-199. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.07.014>

Gandolfi, S. 1991. Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta residual na área Aeroporto Internacional de São Paulo, município de Guarulhos, SP. Campinas: UNICAMP, 1991. 232p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade de Campinas.

Holl, K.; Howart, R. B. 2001. Paying for Restoration. *Restoration Ecology*, 8(3): 260-267. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80037.x>.

- Ives, C. D.; Bekessy, S. A. 2015. The ethics of offsetting nature. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(10): 568-573. <https://doi.org/10.1890/150021>.
- Mayer, A. L; Tikka, P. M. 2006. Biodiversity conservation incentive programs for privately owned forests. *Environmental Science & Policy*, 9(7-8): 614-625. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2006.07.004>.
- May, P. H. et al. 2015. Environmental reserve quotas in Brazil's new forest legislation: an ex ante appraisal. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR). <https://doi.org/10.17528/cifor/005609>.
- Mello, K.; Fendrich, A.N.; Sparovek, G.; Simmonds, J.S.; Maron, M.; Tavares, P.A.; Brites, A.D.; Rodrigues, R. R.; Joly, C.A.; Metzger, J.P. 2021. Achieving conservation targets in Brazil through restoration and compensation schemes without impairing productive lands. *Environmental Science & Policy*, 120: 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.02.014>.
- Metzger, J. P. 2010. O Código Florestal tem base científica? *Natureza & Conservação*, 8(1):1-5.
- Metzger, J.P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications*, 10: 1147-1161. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[1147:TFGRAL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[1147:TFGRAL]2.0.CO;2).
- Nusdeo, A. M. O. 2007. A compensação de reserva legal através de contrato de arrendamento e os incentivos à proteção florestal. *Revista de Direito Ambiental*, 12(48): 30-45.
- Mathur, A.; Quintero, J. D. 2011. Biodiversity Offsets and Infrastructure. *Conservation Biology*, 25(6): 1121–1123. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01769.x>.
- Oscar-Júnior, A. C. da S., Oliveira Santos, B. B.; Hosokawa, E. K., de Araújo, P. P., Carriço, J. M. 2019. Land Use Change Dynamics in the Metropolitan Region of Baixada Santista MRBS (SP): Between Development and Environmental Impacts. In: Nunes, L. H.; Greco, R.; Marengo, J. A. *Climate Change in Santos Brazil: Projections, Impacts and Adaptation Options*. Springer, 310 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-96535-2>.
- Rodrigues, R. R.; Gandolfi, S. 1996. Recomposição de Florestas Nativas: Principios gerais e subsídios para uma definição metodológica. *Sociedade Brasileira de Floricultura e Plantas Ornamentais*, 2(7): 4-75.
- Sánchez, L. E. 2008. *Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos*. São Paulo: Oficina de Textos.
- São Paulo. 2009. Decreto Estadual nº 53. 939, de 06 de janeiro de 2009. Dispõe sobre a manutenção, recomposição, condução da regeneração natural, compensação e composição da área de Reserva Legal de imóveis rurais no Estado de São Paulo. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, 07 jan. 2009. p. 29.
- São Paulo. 2017. Decreto nº 62.914, de 08 de novembro de 2017. Reorganiza o Programa de Incentivos à Recuperação de Matas Ciliares e à Recomposição de Vegetação nas Bacias

Formadoras de Mananciais de Água-Programa Nascentes e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, 09 nov. 2017, p. 04.

Silva, J. S.; Ranieri, E. L. 2014. O mecanismo de compensação de reserva legal e suas implicações econômicas e ambientais. *Ambiente & Sociedade*, 17:1.

Sparovek, G., Barretto, A.G.O.P., Klug, I.L.F., Papp, L., Lino, J., 2011. A revisão do Código Florestal brasileiro. *Novos Estudos - CEBRAP* 89, 111–135.

Sparovek, G.; Bernds, G.; Barreto, A. G; Klug, I. L. F. 2012. The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? *Environmental Science & Policy*, 16: 65–72. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.10.008>.

Sparovek, G. 2012. Caminhos e escolhas na revisão do Código Florestal: quando a compensação compensa? *Visão Agrícola*, p. 25-28.

STJ. 2020. Superior Tribunal de Justiça. Recurso Especial nº 1532719 - MG (2015/0117046-0). Disponível em: < <https://stj.jusbrasil.com.br/jurisprudencia/930636615/recurso-especial-resp-1532719-mg-2015-0117046-0/inteiro-teor-930636625>> (acesso em abril de 2022).

CAPÍTULO 4. VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA COBERTURA VEGETAL NA REGIÃO DA BAIXADA SANTISTA, SP

Resumo

A Mata Atlântica é uma das florestas tropicais mais ameaçadas no mundo devido principalmente à expansão agrícola. Na zona litorânea, no entanto, esse hotspot está suscetível a degradação em função da expansão urbana que contribui para a perda da biodiversidade e ameaça os ecossistemas costeiros. Análises de sensoriamento remoto podem ser utilizadas para avaliação dessas alterações na cobertura da Mata Atlântica, como desmatamentos ocasionados pela expansão urbana, e podem subsidiar a implementação de medidas conservação. Neste estudo, é analisada a variação espaço-temporal da cobertura vegetal na Baixada Santista, litoral sudeste do Brasil. A região apresenta um dos maiores índices de cobertura da Mata Atlântica no sudeste do Brasil e está inserida em um dos maiores centros de endemismo desse hotspot. Sua vegetação, no entanto, está suscetível à degradação devido à expansão urbana e industrial em função da presença do Porto de Santos e do seu polo petroquímico. Imagens dos satélites Landsat 5, 7 e 8 (Collection 1 – Level 2) com resolução espacial de 30 m referentes aos anos de 1991, 2001, 2011 e 2021 foram analisadas através das classificações supervisionadas no software QGis 3.16 para identificação das áreas de cobertura vegetal (km²) de nove sub-bacias que compõem a Baixada Santista. Os resultados indicam que a área de estudo apresenta atualmente 706,12 km² de cobertura vegetal com uma perda de quase 20 km² de vegetação nos últimos 20 anos. Desmatamento mais acentuado foi constatado principalmente nas áreas de manguezais, restingas e morros da região devido à expansão urbana residencial, embora a expansão industrial e portuária também tenha contribuído para a supressão de manguezais e de Floresta Ombrófila nas imediações do Parque Estadual da Serra do Mar em Cubatão. Para mitigar a degradação da vegetação, tornam-se necessárias ações de recuperação florestal em conjunto com a implementação de políticas habitacionais e ações de fiscalização por parte do poder público.

Palavras-chaves: biodiversidade, desmatamento, expansão urbana, licenciamento ambiental, manguezal, políticas habitacionais, recuperação florestal.

1. Introdução

Cerca de 50% das florestas tropicais existentes em todo o planeta foram desmatadas e convertidas em áreas agrícolas, urbanas, industriais, de mineração e de serviços de infraestrutura (Lewis et al., 2015). Consecutivamente, os serviços ecossistêmicos, como a provisão da biodiversidade e a proteção das bacias hidrográficas, estão ameaçados a nível global (ITTO, 2020).

A Mata Atlântica corresponde a uma das florestas tropicais mais ameaçadas em todo o mundo devido principalmente à expansão agrícola, que contribuiu para a redução de sua cobertura original a 11,7% (cerca de 163.377 km²) (Ribeiro et al., 2009). O desmatamento e a fragmentação atingiram mais de 90% de alguns centros de endemismo, tornando a Mata Atlântica prioritária para a conservação da biodiversidade (Mittermeier et al., 2005; Ribeiro et al., 2009). Dados mais recentes publicados por Rezende et al. (2018) e por Crouzeilles et al. (2020) através de análises de sensoriamento remoto apontaram a existência de remanescentes da Mata Atlântica que totalizam mais de 26% de sua cobertura original. Embora os dados evidenciem a recuperação florestal desse hotspot ao longo dos anos, apenas 24% dos remanescentes florestais da Mata Atlântica estão inseridos em unidades de conservação (Rezende et al., 2018). Nota-se, assim, que a maior parte dessa cobertura vegetal está suscetível ao desmatamento e à ocupação (São Paulo, 2020).

A Mata Atlântica também corresponde a uma das regiões mais afetadas em termos de perda de biodiversidade devido à expansão urbana (McDonald et al., 2018). Estimativas prevêem um aumento de 160% na área urbana dentro da região de ocorrência do bioma até o ano de 2030 (Seto et al., 2012), bem como o aumento de 20% na expansão das cidades localizadas ao longo da zona costeira em áreas de ecossistemas naturais (McDonald et al., 2018). Como consequência dessa expansão urbana, a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos prestados pela Mata Atlântica tornam-se ainda mais suscetíveis à degradação (Lembi et al., 2020).

Por esse motivo, a análise das variações na cobertura da Mata Atlântica é de extrema importância para evitar a extinção de espécies e a degradação de seus serviços ecossistêmicos (Brançalion et al., 2019). Alterações na cobertura vegetal podem ser avaliadas através do sensoriamento remoto e da classificação supervisionada de imagens de satélite (Hüttich et al., 2011). O sensoriamento remoto é fundamental para avaliação da perda e ganho de vegetação em áreas de difícil acesso e pode subsidiar a implementação medidas de gestão e conservação para mitigar as ações de degradação ambiental (Johansen et al., 2007).

Este capítulo tem como objetivo avaliar a variação espaço-temporal da cobertura vegetal na região da Baixada Santista através da classificação supervisionada de imagens de satélite. A Bacia Hidrográfica da Baixada Santista, localizada no litoral do estado, possui um dos maiores índices de cobertura vegetal (São Paulo, 2020) e está inserida em um dos maiores centros de endemismo da Mata Atlântica (Tabarelli & Mantovani, 1999). Apesar do elevado índice de cobertura vegetal quando comparada a outras localidades do estado de São Paulo, a Baixada Santista está extremamente suscetível à expansão urbana e industrial em função da presença do Porto de Santos e de seu polo petroquímico (Oscar-Júnior et al., 2019). Os dados poderão contribuir para a identificação de áreas prioritárias para a recuperação da vegetação nativa e, consecutivamente, para a recuperação e conservação da biodiversidade.

2. Materiais e Métodos

2.1 Área de Estudo

Com área de 2.422,76 km², a Bacia Hidrográfica da Baixada Santista está localizada no litoral centro do estado de São Paulo, região sudeste do Brasil.

A análise da variação na cobertura vegetal ao longo dos anos na Baixada Santista contemplou as sub-bacias hidrográficas que integram os municípios de Santos, São Vicente, Cubatão, Guarujá e Praia Grande, região onde está concentrada a maior ocupação industrial e comercial (Agem, 2013) (**Figura 1**). Os municípios em questão são considerados como os principais responsáveis pelo desenvolvimento econômico da Baixada Santista e estão suscetíveis à expansão urbana associada ao boom imobiliário gerado pelo verão e pela implantação de grandes infraestruturas e indústrias na região (Oscar-Júnior et al., 2019). Devido ao histórico de uso e ocupação do solo por indústrias siderúrgicas e petroquímicas em função da presença do Porto de Santos, o sistema estuarino da região é conhecido como um exemplo de degradação da água e poluição atmosférica no Brasil (Conti et al., 2016).

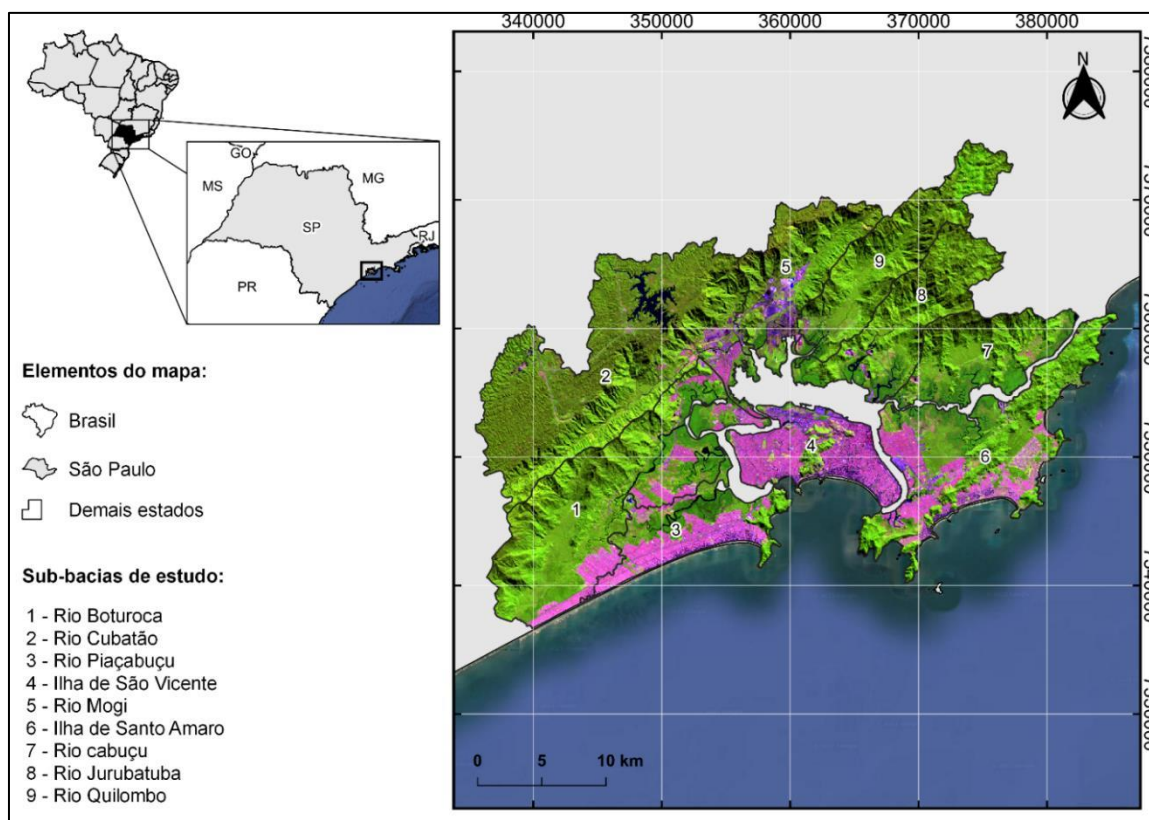


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica da Baixada Santista no litoral do estado de São Paulo. Sistema de coordenadas UTM, fuso 23 k, Datum Sirgas 2000. Imagem do satélite Landsat 8 (composição das bandas 6, 5 e 4). A cor magenta representa a ocupação urbana na região e a cor verde representa a cobertura vegetal atual da Mata Atlântica.

A cobertura vegetal da Baixada Santista corresponde à Mata Atlântica e mais de 50% dessa vegetação está inserida dentro dos limites do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) (Cunha & Oliveira, 2015). Segundo o Inventário Florestal do Estado de São Paulo (2020), incidem na região as seguintes fisionomias vegetais: Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (presente na planície costeira); Floresta Ombrófila Densa Submontana (presente nas escarpas da Serra do Mar entre 50 e 500 m de altitude); Floresta Ombrófila Densa Montana (acima de 500 m de altitude); e Formação Arbórea/Arbustiva-Herbácea de Terrenos Marinheiros Lodosos (composta pelas vegetações de restinga e manguezais) (São Paulo, 2020).

2.2 Análises de Sensoriamento Remoto

A análise da variação espaço-temporal da cobertura vegetal na região da Baixada Santista foi realizada para os anos de 1991, 2001, 2011 e 2021. Imagens com menor cobertura de nuvens da área de estudo foram adquiridas gratuitamente a partir do USGS Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), conforme detalhado na **Tabela 1** a seguir.

Tabela 1. Imagens do satélite Landsat dos anos de 1991, 2001, 2011 e 2021.

Satellite – Sensor	Band – wavelength	Path-Row	Acquisition date
Landsat 5 Collection 1 – Level-2 (resolução espacial de 30 m)	1 – 0,45-0,52 μm	219-76/77	01/06/1991
	2 – 0,52-0,60 μm		
	3 – 0,63-0,69 μm		
	4 – 0,76-0,90 μm		
	5 – 1,55-1,75 μm		
	6 – 10,4-12,5 μm		
	7 – 2,08-2,35 μm		
Landsat 7 Collection 1 – Level-2 (resolução espacial de 30 m)	1 – 0,45-0,52 μm	219-76/77	09/08/2001
	2 – 0,52-0,60 μm		
	3 – 0,63-0,69 μm		
	4 – 0,76-0,90 μm		
	5 – 1,55-1,75 μm		
	6 – 10,4-12,5 μm		
	7 – 2,08-2,35 μm		
Landsat 5 Collection 1 – Level-2 (resolução espacial de 30 m)	1 – 0,45-0,52 μm	219-76/77	23/05/2011
	2 – 0,52-0,60 μm		
	3 – 0,63-0,69 μm		
	4 – 0,76-0,90 μm		
	5 – 1,55-1,75 μm		
	6 – 10,4-12,5 μm		
	7 – 2,08-2,35 μm		
Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) sensor (resolução espacial de 30 m)	1 – 0,43 0,45 μm	219-76/77	03/06/2021
	2 – 0,45 0,51 μm		
	3 – 0,53 0,59 μm		
	4 – 0,64 0,67 μm		
	5 – 0,85 0,88 μm		
	6 – 1,57 1,65 μm		
	7 – 2,11 2,29 μm		

Um mosaico foi criado com as bandas disponíveis para cada um dos três sensores através do software QGIS 3.16 utilizando o recorte espacial das sub-bacias hidrográficas Ilha de São Vicente, Rio Cabuçu, Rio Piaçabuçu, Rio Boturoca, Rio Cubatão, Rio Mogi, Rio Jurubatuba, Rio Quilombo e Ilha de Santo Amaro, concedido pelo Comitê de Bacia Hidrográfica da Baixada Santista. As classificações supervisionadas das imagens para cada ano de estudo foram realizadas a partir do algoritmo *dzetsaka* (*Gaussian Mixture Model*), disponibilizado pelo software QGIS 3.16. Para a análise, foram utilizadas as composições de cores naturais simuladas RGB 5, 4 e 3 para os anos de 1991, 2001 e 2011 (Landsat 5 e 7), e 6, 5 e 4 para o ano de 2021 (Landsat 8).

Três classes de uso e ocupação do solo foram determinadas para cada ano de estudo: (1) cobertura vegetal da Mata Atlântica, (2) recurso hídrico e (3) ocupação urbana/solo exposto. A

partir das classificações supervisionadas, foram quantificadas as áreas (km²) correspondentes à cobertura vegetal para cada ano avaliado. Com base no conhecimento local da região e através de visitas de campos em algumas localidades na área de estudo, foram delimitados 100 polígonos para cada uso classificado nas imagens visando a validação das classificações supervisionadas e a criação de matrizes de erro padrão através da Acurácia Total (*Overall Accuracy*) pelo plugin *Accuracy Assessment of Thematic Maps - AcaTama* no software QGis 3.16.

Posteriormente, as classificações supervisionadas para os anos de 1991 e 2021 foram simplificadas em somente duas classes: com vegetação = 1 e sem vegetação = 0. Consecutivamente, o arquivo raster binário de 1991 foi subtraído do arquivo binário de 2021 através da calculadora raster no software QGis 3.16 para ilustrar as áreas representativas de perda de vegetação ao longo dos anos.

3. Resultados

Na **Tabela 2** são apresentadas as extensões (km²) de cobertura vegetal identificadas através das classificações supervisionadas para cada sub-bacia hidrográfica que compõem a área de estudo ao longo dos anos.

Tabela 2. Extensão da cobertura vegetal (km²) por sub-bacia hidrográfica ao longo dos anos.

Sub-bacias hidrográficas	Cobertura vegetal (km ²)				Ganho (+) Perda (-)
	1991	2001	2011	2021	
Rio Boturoca	133,46	138,99	137,16	134,39	+ 0,93
Rio Cabuçu	61,65	62,76	62,9	61,26	- 0,39
Rio Cubatão	182,88	190,01	190,66	187,43	+ 4,55
Rio Jurubatuba	75,37	76,86	76,14	75,30	- 0,07
Rio Mogi	55,33	60,32	56,28	55,96	+ 0,63
Rio Piaçabuçu	26,61	28,34	27,71	25,89	- 0,72
Rio Quilombo	81,39	82,69	82,36	81,26	- 0,13
Ilha de Santo Amaro	84,16	86,86	84,57	79,10	- 5,06
Ilha de São Vicente	6,48	8,48	7,57	5,53	- 0,95
Total	707,33	735,31	725,35	706,12	

*Acurácia total superior a 96% para a classificação das imagens analisadas.

A região da Baixada Santista estudada apresenta atualmente 706,12 km² de cobertura vegetal. No ano de 1991, a cobertura vegetal da região correspondia a 707,33 km², sendo constatado o ganho de cobertura vegetal na região no ano de 2001 (ganho total de 27,98 km²) e, consecutivamente, a perda de 29,19 km² no ano de 2021. Na **Figura 2** estão representadas as localidades onde ocorreram a perda de cobertura vegetal ao longo dos anos na região da Baixada Santista, sendo destacadas 05 principais áreas: A – sub-bacia hidrográfica Ilha de São Vicente; B – sub-bacia hidrográfica Rio Boturoca; C - sub-bacia hidrográfica Ilha de Santo Amaro; D – sub-bacia hidrográfica Rio Boturoca; e E – sub-bacia hidrográfica Rio Mogi.

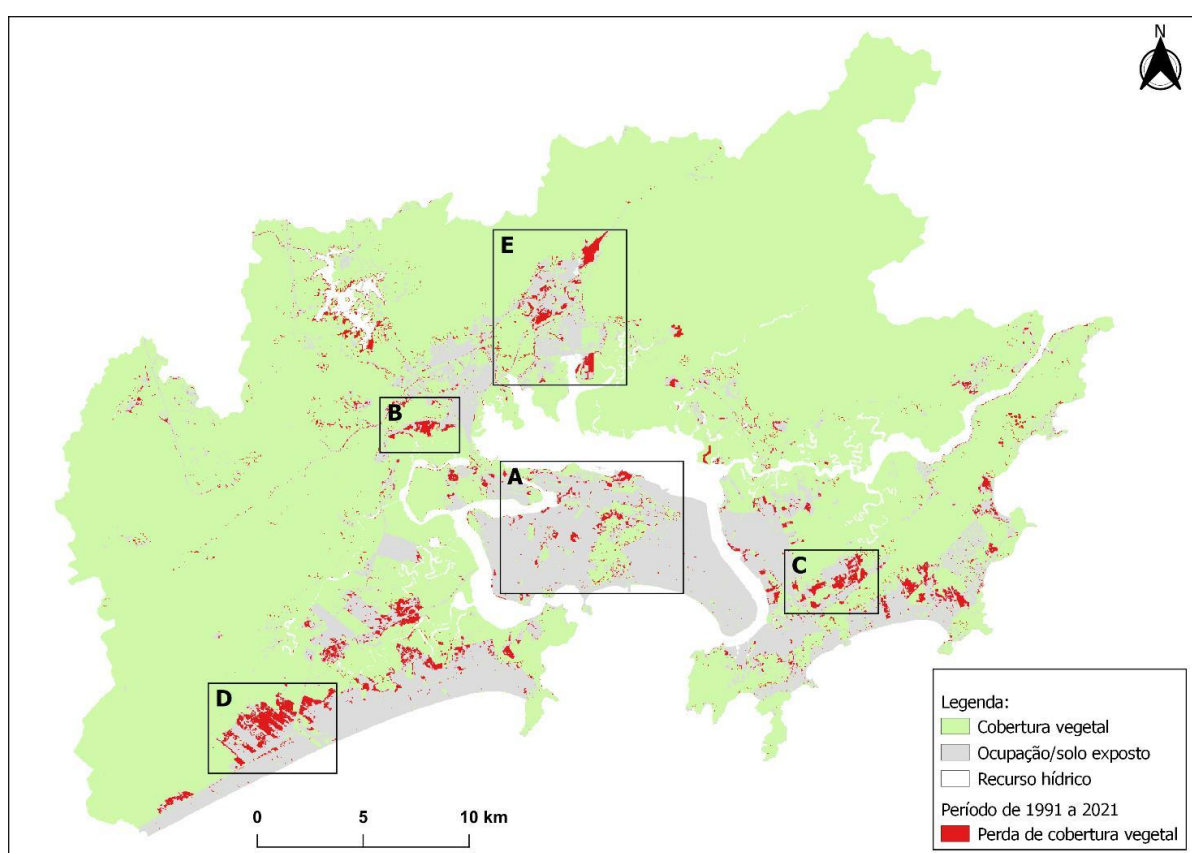


Figura 2. Classificação supervisionada da cobertura vegetal na região da Baixada Santista para o período de 1991 a 2021. Destaque para cinco regiões onde foi observada a perda de cobertura vegetal ao longo dos anos.

Na **Figura 3-A** é destacada a perda de cobertura vegetal que ocorreu ao longo dos anos na sub-bacia Ilha de São Vicente, principalmente na região dos morros e na margem do Complexo Estuarino de Santos-São Vicente. É possível observar na **Figura 3-B** a expansão urbana sobre área de manguezal na comunidade da Vila Esperança, município de Cubatão. A conversão da cobertura vegetal para ocupação urbana evidenciada na sub-bacia Ilha de Santo Amaro, no município de Guarujá, ocorreu principalmente na região de inserção do Bairro

Morrinhos (**Figura 3-C**), enquanto a perda de vegetação devido à expansão urbana residencial na sub-bacia Rio Boturoca ocorreu principalmente no município de Praia Grande na região dos bairros Jardim Samambaia, Jardim Trevo e Jardim Melvi (**Figura 3-D**). Já a **Figura 4** apresenta as áreas onde ocorreram a perda de cobertura vegetal ao longo dos anos na sub-bacia hidrográfica Rio Mogi, município de Cubatão. A principal mancha que indica a perda de cobertura vegetal nessa sub-bacia incide no sopé da Serra do Mar, próximo ao limite com o Parque Estadual Serra do Mar, em função da expansão de empreendimento logístico. Outra mancha extensa que indica a perda de cobertura está situada na margem do Estuário de Santos devido à ampliação de empreendimento portuário.

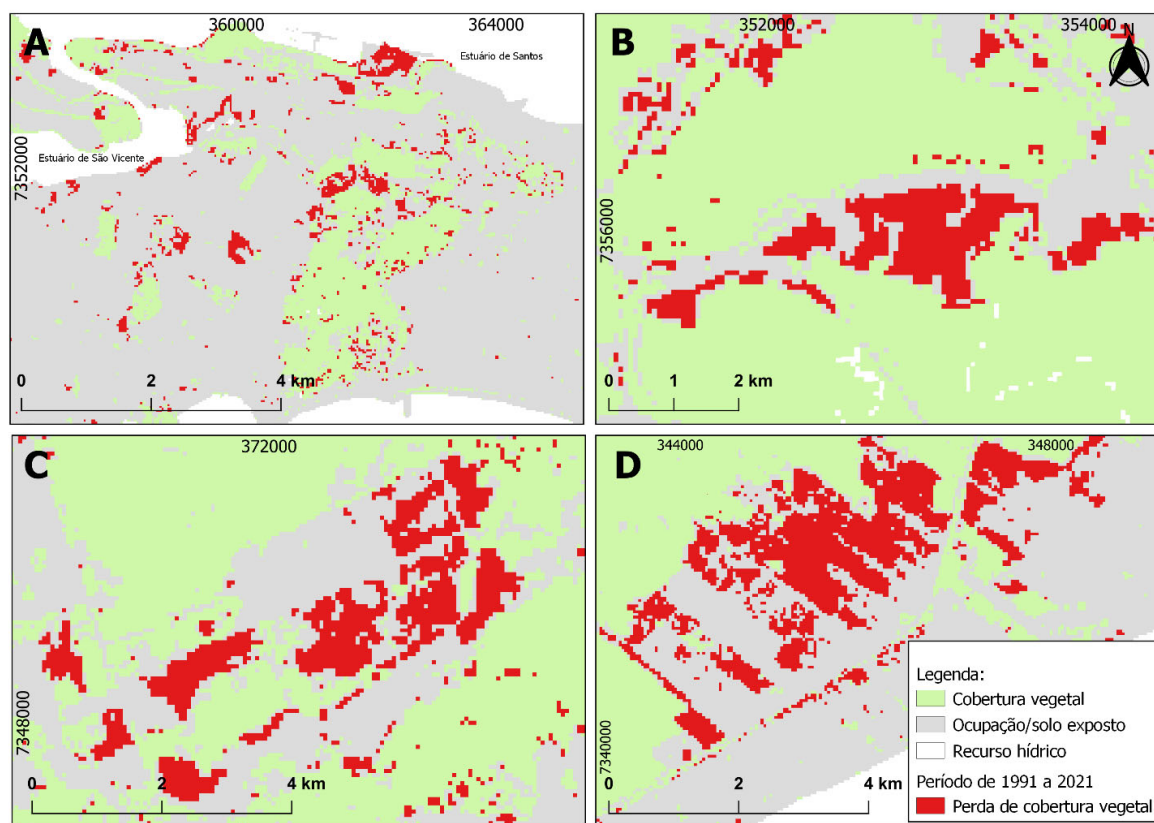


Figura 3. Perda de cobertura vegetal na região da Baixada entre os anos de 1991 e 2021. A – região dos morros e imediações do Complexo Estuarino Santos – São Vicente, sub-bacia Ilha de São Vicente, B – Vila Esperança, sub-bacia Rio Boturoca; C – Bairro Morrinhos, sub-bacia Ilha de Santo Amaro; e D – porção do município de Praia Grande, sub-bacia Rio Boturoca. Coordenadas UTM, fuso 23 k, Datum Sirgas 2000.

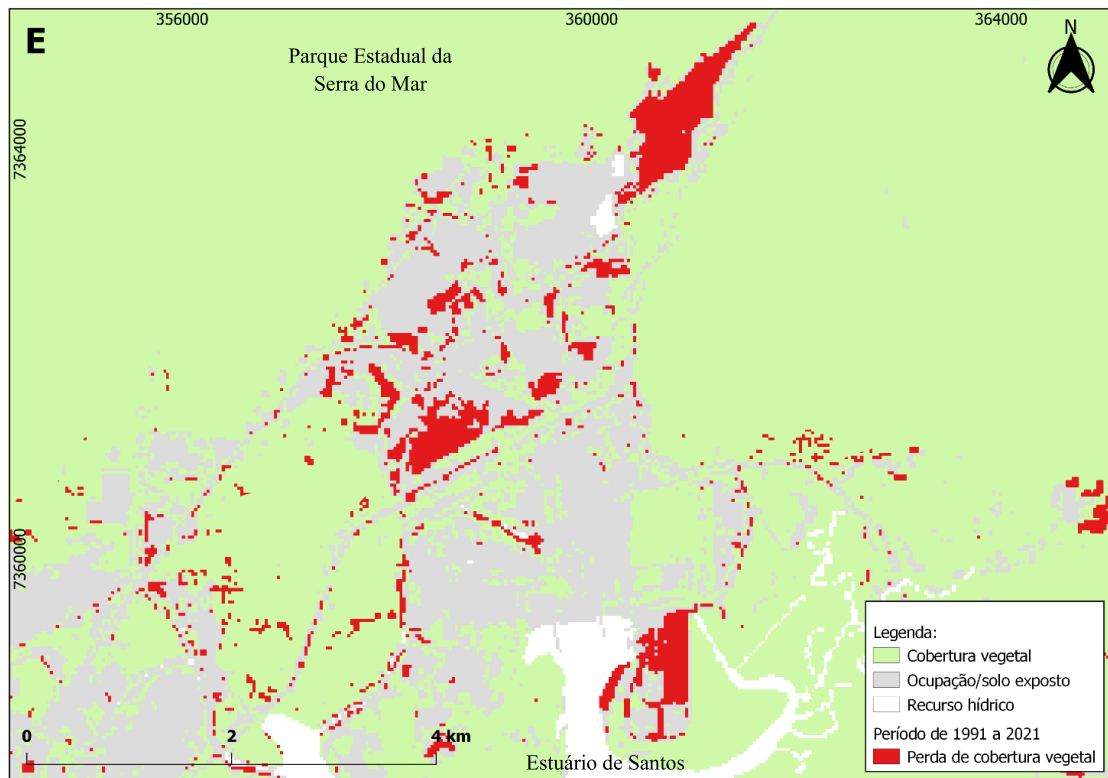


Figura 4. Perda de cobertura vegetal evidenciada entre os anos de 1991 e 2021 na sub-bacia Rio Mogi. Coordenadas UTM, fuso 23 k, Datum Sirgas 2000.

Nota-se, assim, que a expansão urbana residencial e de empreendimentos logísticos corresponde a um dos principais fatores responsáveis pela perda de cobertura vegetal na região da Baixada Santista.

4. Discussão

O aumento na cobertura vegetal constatado entre os anos de 1991 e 2001 na região de estudo está de acordo com os dados obtidos pelo Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo, que identificou pequeno aumento na cobertura vegetal dos municípios de Cubatão, Guarujá, Santos, São Vicente e Praia Grande entre os períodos de 1990-1991 e 2000-2001 (São Paulo, 2007). Ao mesmo tempo, também foi constatado por esse Inventário Florestal o aumento na taxa da população regional no período avaliado (São Paulo, 2007), fato que pode ter contribuído para a expansão urbana e para a perda da cobertura vegetal subsequente.

O desmatamento impulsionado pela expansão urbana, principalmente oriundo das ocupações residenciais irregulares sobre manguezais nos municípios de Guarujá, Cubatão, Santos e São Vicente, é responsável por grande parte da perda de cobertura vegetal na região da Baixada Santista ao longo dos anos (Oscar-Júnior et al., 2019). De acordo com o estudo

desenvolvido por Moschetto et al. (2021), a maior perda de manguezal na região ocorreu como consequência de ocupações residenciais irregulares, como a construção de favelas e palafitas na Vila Esperança (sub-bacia Rio Boturoca) (**Figura 5-A**), na Vila dos Pescadores (Rio Cubatão) (**Figura 5-B**), e na Comunidade Dique da Vila Gilda (Ilha de São Vicente) (**Figura 5-C**), situada na margem do Estuário de Santos. Cerca de 3.53 ha de manguezais foram impactados por essa expansão urbana na região. Além disso, a implantação de terminais portuários em áreas de manguezais, principalmente na Ilha Barnabé (sub-bacia Rio Jurubatuba) (**Figura 5-D**), contribuiu para a perda da cobertura vegetal ao longo dos anos na Baixada Santista (Moschetto et al., 2021).



Figura 5. Ocupações sobre manguezais na Baixada Santista. A – Vila Esperança (Rio Boturoca), município de Cubatão; B – Vila dos Pescadores (Rio Cubatão), município de Cubatão; C – palafitas no Dique Vila Gilda (Ilha de São Vicente) município de Santos; D – Ilha Barnabé (Rio Jurubatuba), município de Santos. Acervo pessoal.

A Secretaria de Habitação do município de Cubatão prevê a urbanização da Vila Esperança através da construção de, pelo menos, 800 moradias no bairro (Prefeitura Municipal de Cubatão, 2021). A Prefeitura Municipal de Santos também dispõe atualmente de um projeto de regularização fundiária das palafitas presentes no Dique da Vila Gilda denominado de Parque Palafitas. O referido projeto consiste na construção de conjuntos habitacionais na área

seca do mangue e de habitações com estrutura pré-fabricada sobre a água (Prefeitura Municipal de Santos, 2021). Contudo, nenhuma das prefeituras prevê a execução de medidas de recuperação dos manguezais na região.

Grande porção do manguezal no Estuário de Santos também está suscetível à ocupação devido à expansão do Porto de Santos autorizada pela Portaria nº 66, publicada no início do ano de 2022 pelo Ministério de Infraestrutura (Brasil, 2022). A nova poligonal que prevê a expansão do porto inclui a Ilha dos Bagres e o Largo do Caneú, além de porção da área continental de Santos considerada como Zona de Preservação (ZP) pelo município (Santos, 2011) e pelo Decreto Estadual nº 58.996, de 25 de março de 2013, dispõe sobre o Zoneamento Ecológico-Econômico do Setor da Baixada Santista.

Além da perda de manguezais, outras fisionomias vegetais da Mata Atlântica são apontadas como objetos de desmatamentos na região por Marengo et al. (2019) em função da expansão urbana, como é o caso da Floresta Ombrófila Densa nas áreas de encostas e nos morros na sub-bacia Ilha de São Vicente onde foram construídas diversas residências em áreas consideradas como de risco. O desmatamento da Mata Atlântica, seguido da ocupação irregular nessas áreas de encostas, contribui para a redução da capacidade de retenção de água do solo e acelerou os deslizamentos de terra, fato que coloca a população local em risco (Marengo et al., 2019). Há também diversas ocupações urbanas consolidadas na região no sopé da Serra do Mar, como é o caso dos bairros Cotas em Cubatão (Cunha & Oliveira, 2015).

A expansão urbana no fundo do vale do Rio Boturoca, dentro dos limites do município de Praia Grande, também coloca a população da região em situação de vulnerabilidade, pois está suscetível a alagamentos nos períodos de maior intensidade de chuvas (Cunha & Oliveira, 2015). Áreas cobertas por Florestas de Restinga na região também foram substituídas por empreendimentos logísticos e por assentamentos urbanos (Cunha & Oliveira, 2015), como é o caso da expansão urbana na Ilha de Santo Amaro, próximo ao Bairro Morrinhos em Guarujá, onde foram evidenciadas neste estudo alterações na cobertura vegetal através das classificações supervisionadas. Para mitigar a expansão urbana irregular no município, a Prefeitura de Guarujá prevê a regularização fundiária do Bairro Morrinhos e de mais 25 comunidades em atendimento à Lei Federal nº 13.465/2017 (Guarujá, 2021).

Segundo o Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica (PMMA) desenvolvido pela Prefeitura de Santos (2021), a ocupação urbana irregular é considerada como uma das principais ameaças à Floresta Ombrófila Densa nas sub-bacias Rio Quilombo, Rio Jurubatuba e Rio Cabuçu. De forma a remediar esse impacto, o referido plano propõe como um dos desafios a priorização de políticas públicas com interface à Conservação da Mata Atlântica,

a criação de instrumentos para apoiar o processo de regularização fundiária em Zonas de Interesse Social da região, e a criação de banco de dados de áreas sob pressão ou já ocupadas para execução de Planos de Recuperação de Áreas Degradadas.

Já a perda de cobertura vegetal observada nas demais áreas em Cubatão, como é o caso da sub-bacia Rio Mogi, está associada com a intensa atividade industrial (Moreira et al., 2019) e com desmatamentos realizados nas proximidades do Parque Estadual da Serra do Mar por empreendimentos (Cunha & Oliveira, 2015). Muitos fragmentos florestais na região de Cubatão são preservados apenas no topo de morros ou nas encostas mais íngremes onde a atividade comercial se torna mais difícil ou inviável de ser realizada devido a sua acessibilidade (Moreno et al., 2003). Grande parte das Áreas de Preservação Permanente - APPs na sub-bacia Rio Mogi está suscetível à degradação devido à canalização de rios e córregos por indústrias (**Figura 6**), fato que exige maior fiscalização sobre essas atividades (Cunha & Oliveira, 2015).



Figura 6. Intervenções em APPs de cursos d'água na sub-bacia Rio Mogi, município de Cubatão. Acervo pessoal.

Ainda assim, as sub-bacias hidrográficas Rio Mogi e parte da sub-bacia Rio Cubatão, as quais integram grande porção do município de Cubatão, apresentam atualmente maior área de vegetação quando comparado ao ano de 1991 conforme observado neste estudo. Esse fato pode estar associado com as ações de recuperação florestal executadas pela Cetesb no final da

década de 80 em áreas degradadas pela poluição atmosférica ocasionada pelo polo industrial, principalmente nas áreas de encosta da Serra do Mar (São Paulo, 2018). Mesmo com os resultados obtidos, a cobertura vegetal dessas sub-bacias está sujeita à degradação em função da expansão de indústrias e demais empreendimentos. Uma solução para mitigar a degradação ambiental na região em função da expansão industrial e comercial seria a realização do pagamento monetário ou de incentivos fiscais e creditícios por parte do poder público previstos na Lei Federal nº 12.651/2012 como retribuição às atividades de conservação e melhoria dos ecossistemas por parte de empreendedores, principalmente das APPs (Brasil, 2012).

5. Conclusões

A perda de 19,23 km² de cobertura vegetal ao longo dos últimos 20 anos na área de estudo se deve principalmente à expansão urbana residencial em áreas de manguezais, restingas, topos de morros e áreas de encostas. Por isso, a implementação de políticas habitacionais integradas com a proteção da vegetação torna-se necessária para minimizar a expansão urbana irregular e, consecutivamente, melhorar as condições urbanísticas e ambientais dos núcleos habitacionais irregulares. Ações de recuperação dos manguezais devem ser executadas na região em conjunto com os projetos de regularização fundiária propostos para a região, visto que tais projetos priorizam somente a limitação da expansão dessas ocupações irregulares e não prevêem iniciativas de recuperação do ecossistema.

As ações de fiscalização e monitoramento por parte do órgão ambiental devem ser intensificadas na Baixada Santista para mitigar a perda de cobertura vegetal em consequência da expansão industrial e de serviços de infraestrutura, principalmente no sub-bacia Rio Mogi. Os procedimentos de licenciamento ambiental que permitem a implantação e/ou a ampliação de empreendimentos nessa sub-bacia hidrográfica devem exigir as práticas de recuperação florestal como medida mitigadora da supressão de fragmentos florestais, principalmente quando constatadas a degradação das APPs de cursos d'água que drenam a região.

6. Referências Bibliográficas

Agem. 2013. Agência Metropolitana da Baixada Santista. Plano Metropolitano de Desenvolvimento Estratégico da Baixada Santista, 2014-2030. Mapa de Uso e Ocupação do Solo - Território. GeoBrasilis. Disponível em: <<http://www.agem.sp.gov.br/pmdebs/>> (acesso em agosto de 2020).

Brancalion, P. H. S.; Meli, P.; Tymus, J. R.C.; Lenti, F. E. B.; Benini, R. M.; Silva, A. P. M.; Isernhagen, I.; Holl, K. D. 2019. What Makes Ecosystem Restoration Expensive? A Systematic

Cost Assessment of Projects in Brazil. *Biological Conservation*, 245. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108274>.

Brasil. 2006. Lei Federal 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, Poder Executivo*, 22 dez. 2006. p. 1.

Brasil. 2012. Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 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 nº 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, Poder Executivo*, 28 mai. 2012. p. 1.

Brasil. 2022. Ministério de Infraestrutura. Portaria nº 66, de 18 de janeiro de 2022. Define a área do Porto Organizado de Santos, no Estado de São Paulo. *Diário Oficial da União, Poder Executivo*, 19 jan. 2022, Seção 1, p. 18.

Congalton, R.G.; Green, K. 2009. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices*. 2nd Edition, Lewis Publishers, Boca Raton.

Conti, L.A., De Araújo, C.A., Cunha-Lignon, M., 2016. Spatial database modeling for mangrove forests mapping; example of two estuarine systems in Brazil. *Modeling Earth Systems and Environment*, 2(73). <https://doi.org/10.1007/s40808-016-0129-3>.

Crouzeilles, R.; Hawthorne, L. B.; Monteiro, L. M.; Feltran-Barbieri, R.; Pêsoa, A. C.; Barros, F. S. M.; Lindenmayer, D. B.; Lino, E. D. S. M.; Grelle, C. E. V.; Chazdon, R. L.; Matsumoto, M.; Rosa, M.; Latawiec, A. E.; Strassburg, B. N. 2020. Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. *Conservation Letters*, 13(3). <https://doi.org/10.1111/conl.12709>.

Cubatão. Prefeitura Municipal. 2021. Secretário Estadual de Habitação faz visita técnica na Vila Esperança em Cubatão. Disponível em: <<https://www.cubatao.sp.gov.br/secretario-estadual-de-habitacao-faz-visita-tecnica-na-vila-esperanca-em-cubatao/>> (acesso em setembro de 2021).

Cunha, C. M. L.; Oliveira, R. C. de. 2015. Baixada Santista: uma contribuição à análise geoambiental [online]. São Paulo: Editora UNESP, 2015, 35-60. ISBN 978-85-68334- 55-3.

Fundação SOS Mata Atlântica. 1998. Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica no Período 1990-1995. Relatório Nacional - Síntese dos Estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso do Sul, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Fundação SOS Mata Atlântica/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 50 p.

Fundação SOS Mata Atlântica. 2003. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 1995-2000, relatório técnico/Fundação SOS Mata Atlântica/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. – São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 45 p.

Guarujá. 2021. Prefeitura Municipal de Guarujá. Guarujá realiza atualização cadastral para fins de regularização fundiária. Disponível em: <<https://www.guaruja.sp.gov.br/guaruja-realiza-atualizacao-cadastral-para-fins-de-regularizacao-fundiaria/>> (acesso em março de 2022).

Hüttich, C.; Herold, M.; Wegmann, M.; Cord, A.; Strohbach, B.; Schullius, C.; Dech, S. 2011. Assessing effects of temporal compositing and varying observation periods for large-area land-cover mapping in semi-arid ecosystems: Implications for global monitoring. *Remote Sensing of Environment*, 115: 2445–2459. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.05.005>.

IBGE. 2009. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Apresenta o histórico dos municípios brasileiros e dados socioeconômicos dos censos realizados em 1991, 2000 e 2007. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>> (acesso em agosto de 2020).

IBGE. 2006. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo demográfico. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=10&uf=00>> (acesso em agosto de 2020).

ITTO. 2020. ITTO environmental and social management guidelines. ITTO Policy Development Series No. 23. International Tropical Timber Organization (ITTO), Yokohama, Japan.

Johansen, K.; Coops, N. C.; Gergel, S. E.; Stange, Y. 2007. Application of high spatial resolution satellite imagery for riparian and forest ecosystem classification. *Remote Sensing of Environment*, 110: 29-44. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.02.014>.

Lembi, R. C.; Cronemberger, C.; Picharillo, C.; Koffler, S.; Sena, P. H. A.; Felappi, J. F.; Moraes, A. R., Arshad, A.; dos Santos, J. P.; Mansur, A. V. 2020. Urban expansion in the Atlantic Forest: applying the Nature Futures Framework to develop a conceptual model and future scenarios. *Biota Neotropica*, 20(suppl.1): e20190904. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0904>.

Lewis, S. L.; Edwards, D. P.; Galbraith, D. 2015. Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, 349(6250): 827–832. <https://doi.10.1126/science.aaa99>.

Marengo, J. A.; Muller-Karger, F.; Pelling, M.; Reynolds, C. J. 2019. The Metropole Project – Na Integrated Framework to Analyse Local Decision Making and Adaptive Capacit to Large-Scale Environmental Change: Decision Making and Adaptation to Sea Level Rise in Santos, Brazil. In: Nunes, L. H.; Greco, R.; Marengo, J. A. *Climate Change in Santos Brazil: Projections, Impacts and Adaptation Options*. Springer, 310 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-96535-2>.

McDonald, R. I.; Colbert, M.; Hamann, M.; Simkin, R.; Walsh, B. 2018. Nature in the urban century. *The Nature Conservancy*, p. 1-79.

Mittermeier, R. A.; da Fonseca, G. A. B. 2005. A brief history of biodiversity Conservation in Brazil. *Conservation Biology*, 19(3): 601-607. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00709.x>.

Moreira, F. de A.; Paterson, S.; Nunes, L. H.; Pelling, M. 2019. Climate Change and Adaptive Capacity in The City of Santos. In: Nunes, L. H.; Greco, R.; Marengo, J. A. *Climate Change in*

Santos Brazil: Projections, Impacts and Adaptation Options. Springer, 310 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-96535-2>.

Moreno, M. R.; Nascimento, M. T.; Kurtz, B. C. 2003. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica de encosta da região do Imbé, RJ. *Acta Botanica Brasilica*, 17:371–386.

Moschetto, F. A.; Ribeiro, R. B.; De Freitas, D. M. 2021. Urban expansion, regeneration and socioenvironmental vulnerability in a mangrove ecosystem at the southeast coastal of São Paulo, Brazil. *Ocean and Coastal Management*, 200(1). <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105418>.

Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; da Fonseca, G. A. B.; Kent, J.; 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858. <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>.

Oscar-Júnior, A. C. da S., Oliveira Santos, B. B.; Hosokawa, E. K., de Araújo, P. P., Carriço, J. M. 2019. Land Use Change Dynamics in the Metropolitan Region of Baixada Santista MRBS (SP): Between Development and Environmental Impacts. In: Nunes, L. H.; Greco, R.; Marengo, J. A. *Climate Change in Santos Brazil: Projections, Impacts and Adaptation Options*. Springer, 310 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-96535-2>.

QGIS Development Team. 2021. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project, Versão 3.16.8 “Hannover” (acesso em julho de 2021).

Rezende, C. L.; Fraga, J. S.; Sessa, J. C.; de Souza, G. V. P.; Assad, E. D.; Scarano, F. R. 2018. Land use policy as a driver for climate change adaptation: a case in the domain of the Brazilian Atlantic forest. *Land Use Policy*, 72: 563-569. <http://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.01.027>.

Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Ponzoni, F. J.; Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for Conservation. *Biological Conservation* 142, (2009): 1141–1153. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.

Santos. 2011. Prefeitura Municipal. Lei Complementar n° 729, de 11 de julho de 2011. Disciplina o ordenamento do uso e da ocupação do solo na Área Continental do município, dá nova disciplina à Área de Proteção Ambiental (APA) e dá outras providências. Disponível em: <https://egov.santos.sp.gov.br/legis/documents/3537> (acesso em janeiro de 2022).

Santos. 2021. Prefeitura Municipal. Projeto pretende transformar Dique na Zona Noroeste de Santos com habitações sustentáveis. Disponível em: <https://www.santos.sp.gov.br/?q=noticia/projeto-pretende-transformar-dique-na-zona-noroeste-de-santos-com-habitacoes-sustentaveis> (acesso em setembro de 2021).

Santos. 2021. Prefeitura Municipal. Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica (PMMA). Disponível em: <https://www.santos.sp.gov.br/?q=hotsite/plano-municipal-de-conservacao-e-recuperacao-da-mata-atlantica-pmma> (acesso em fevereiro de 2022).

São Paulo. 2018. Secretaria de Meio Ambiente. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – Cetesb. Cetesb 50 anos de Histórias e Estórias. Coordenação geral Aruntho Savastano Neto; Apoio à coord. Tânia Mara Tavares Gasi; Vânia de Andrade Ramos Olichwir; José Augusto S. Malta Moreira - São Paulo. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2018/12/Livro-CETESB-50-anos.pdf> (acesso em setembro de 2021).

São Paulo. Decreto nº 58.996, de 25 de março de 2013. Dispõe sobre o Zoneamento Ecológico-Econômico do Setor da Baixada Santista e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder Executivo, São Paulo, 26 mar. 2013, Seção 1, p. 1.

São Paulo. 2007. Secretaria de Meio Ambiente - SMA. Instituto Florestal. Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo: Regiões Administrativas de São José dos Campos (Litoral), Baixada Santista e Registro / Instituto Florestal; coordenação editorial Francisco J. N. Kronka-São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 144 p.

São Paulo. 2020. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente - Sima. Instituto Florestal. Inventário Florestal do Estado de São Paulo: Mapeamento da Cobertura Vegetal Nativa. Disponível em: <https://smastr16.blob.core.windows.net/home/2020/07/inventarioflorestal2020.pdf> (acesso em outubro de 2020).

Seto, K. C.; Güneralp, B.; Hutyra, L. R. 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109:16083-16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>.

Soares-Filho, B.; Rajão, R.; Macedo, M.; Carneiro, A.; Costa, W.; Coe, M.; Rodrigues, H.; Alencar, A. 2014. Cracking Brazil's forest code. *Science*, 344: 363–364. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1246663>.

Tabarelli, M.; Mantovani, W. 1999. A Regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 59 (2): 239-250. <https://doi.org/10.1590/S0034-71081999000200008>.

USGS. 2021. United States Geological Survey. Frequently Asked Questions about the Landsat Missions. United States Geological Survey, USA. Disponível em: http://landsat.usgs.gov/band_designations_landsat_satellites.php (acesso em agosto de 2020).

USGS. 2019. United States Geological Survey. Earth Resources Observation and Science (EROS) Center Science Processing Architecture (ESPA) on Demand Interface User Guide. United States Geological Survey, USA. Disponível em: <https://www.usgs.gov/media/files/eros-science-processing-architecture-demand-interface-user-guide> (acesso em agosto de 2020).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A recuperação florestal não foi realizada em todas as APPs de cursos d'água conforme os critérios estabelecidos pela revogada Resolução SMA n° 08/2008 (vigente durante a execução de alguns plantios) e pela atual Resolução SMA n° 32/2014, o que corrobora a hipótese inicial deste estudo. Algumas recuperações foram realizadas de modo a retornar a cobertura vegetal e, assim, cumprir os TCRA's firmados com o órgão ambiental. No entanto, muitas dessas ações não foram executadas visando à conservação da biodiversidade, visto o plantio tanto de espécies exóticas como de espécies de ocorrência de outros biomas e fitofisionomias. Destaca-se ainda que algumas APPs situadas na sub-bacia Rio Mogi se tornaram plantios quase que homogêneos quanto a composição de espécies, o que pode comprometer a perpetuação dessa cobertura vegetal.

O apoio a melhores práticas de recuperação florestal deve ocorrer por parte do órgão ambiental diante da existência de diversos instrumentos legais que orientam a efetividade da restauração ecológica. É fundamental que os projetos de recuperação florestal sejam obrigatoriamente elaborados por profissionais qualificados e que os métodos propostos sejam executados. Caso os projetos não sejam adequados, poderão ser reelaborados pelos proprietários sob a orientação do órgão com o objetivo de recuperar a função das APPs e de sanar as deficiências da cobertura vegetal regional e da Mata Atlântica como um todo. Estudos sobre a composição florística da região podem auxiliar na adoção das espécies a serem plantadas para contribuir com o aumento da biodiversidade regional, principalmente das que ocorrem em menor abundância e frequência.

O plantio de elevada riqueza de espécies arbóreas nativas e de ocorrência da região, desde que em densidades adequadas, deve ser priorizado nas áreas degradadas. O mesmo ocorre com as espécies ameaçadas, as quais devem ser consideradas nas ações de recuperação florestal e exigidas pelo órgão ambiental no momento do plantio. A execução dessas ações pode prover maior pool de espécies nativas e favorecer a criação de banco de sementes na região. Ainda que a composição e a estrutura da vegetação na área recuperação possa ser distinta da cobertura vegetal original, a recuperação florestal pode recuperar muitas funções do ecossistema e componentes da biodiversidade original.

Torna-se também fundamental que a recuperação das APPs seja garantida por parte do poder público durante o procedimento de licenciamento ambiental ao invés de ocorrer a averbação de fragmentos para a conservação ambiental. Só assim ocorrerá a conservação da biodiversidade de forma efetiva na região. Ações como essas poderão contribuir para o aumento





da cobertura vegetal na sub-bacia hidrográfica Rio Mogi em Cubatão, área que apresenta cobertura vegetal com histórico de degradação. Mesmo com cobertura vegetal superior ao registrado há 30 anos, o maior número de APPs impactadas, inclusive objetos de infração ambiental, foi registrado nessa sub-bacia hidrográfica devido à expansão de indústrias e empreendimentos.


É de extrema necessidade que as ações de recuperação também ocorram nas áreas de manguezais da Baixada Santista ocupadas irregularmente por ocupações residenciais, caso as ações de regularização fundiária ocorram de fato conforme proposto pelos municípios da região. Medidas de conservação da cobertura vegetal devem ser implementadas nas sub-bacias Rio Jurubatuba, Rio Cabuçu e Rio Piaçabuçu, onde foi constatada a expansão urbana seguida da perda de vegetação ao longo dos anos. Mesmo sem a consulta de processos a respeito da supressão e demais intervenções nas APPs de cursos d'água dessas sub-bacias, a fiscalização e a avaliação da necessidade da recuperação florestal em cumprimento à lei brasileira devem ser realizadas pelo poder público.


Diante disto, é esperado que este estudo possa contribuir para a implementação de políticas públicas quanto às ações efetivas de recuperação florestal, ao licenciamento ambiental e à conservação ambiental. Information e policy briefs constam anexos a tese visando auxiliar na divulgação da importância da recuperação florestal, das APPs de cursos d'água e da situação de vulnerabilidade socioambiental da Baixada Santista.


Recomendações para a recuperação florestal



-  Não basta apenas promover a cobertura vegetal. A Mata Atlântica é uma das florestas mais ricas em espécies vegetais no mundo e também uma das mais ameaçadas. Por isso, é importante que os plantios ou demais técnicas de recuperação considerem o maior número de espécies possível com base na extensão da área a ser recuperada.
-  Escolha sempre mudas ou sementes de espécies nativas e de ocorrência na sua região. Muito cuidado com o plantio ou semeadura de espécies que não estão adaptadas ao tipo de vegetação que você pretende recuperar.
-  A aquisição de mudas de espécies florestais nativas pode ser realizada em viveiros cadastrados pelo Instituto de Botânica de São Paulo. Desta forma, você se compromete com a conservação da biodiversidade e dificilmente plantará espécies exóticas que podem dificultar o desenvolvimento e o estabelecimento da floresta.
-  Evite o plantio de muitos exemplares de uma única espécie. Caso não encontre muitas espécies disponíveis em sua primeira ida ao viveiro, faça o plantio em etapas: plante as mudas das espécies nativas que encontrar em proporções equilibradas e deixe espaço para plantar futuramente as mudas de outras espécies.

 Nas florestas, existem as espécies de plantas conhecidas como pioneiras, que crescem e se reproduzem mais rapidamente e necessitam de luminosidade para se desenvolverem. Ao contrário dessas, há espécies que apresentam o crescimento mais lento e requerem sombra para se desenvolverem. Essas são chamadas de secundárias e ocorrem no interior de florestas formadas naturalmente. Por esse motivo, é importante que as ações de recuperação contemplem tanto as espécies pioneiras como as secundárias. A Resolução SMA n° 32/2014 do estado de São Paulo dispõe sobre as proporções adequadas de espécies pioneiras e secundárias, de modo a favorecer a recuperação florestal.

 Espécies nativas da região e produtoras de frutos são excelentes opções para a recuperação florestal. Além de contribuírem para a recuperação da vegetação, podem ser dispersas por animais silvestres para novas áreas e, assim, contribuirão para a recuperação de outras áreas degradadas.


 Diversas espécies vegetais da Mata Atlântica estão ameaçadas de extinção devido ao desmatamento e a fragmentação do bioma. Por esse motivo, a inserção de sementes ou mudas de espécies ameaçadas em áreas a serem recuperadas é a melhor forma de minimizar esse impacto ambiental. Para conhecer as espécies ameaçadas, basta consultar a Resolução SMA n° 57/2016 do estado de São Paulo e a Lista da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção, publicada pela Portaria MMA n° 148/2022.



Virola biculhyba. Espécie arbórea em perigo de extinção.



Cedrela fissilis. Espécie arbórea vulnerável a extinção.

 Evite a realização da limpeza entre as linhas de plantios. Além de evitar custos com roçadas, há a possibilidade de ocorrer a regeneração de espécies nativas da região. Por último, monitoramentos constantes na área recuperada podem contribuir para evidenciar possíveis erros e, assim, corrigí-los.



Fernanda Moschetto. Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade de Ambientes Costeiros Universidade Estadual Paulista - UNESP. Campus do Litoral Paulista - CLP

Agradecimentos: CAPES, CETESB, empresas de Cubatão, Santos e Guarujá, Dra. Débora Martins De Freitas, Dr. Renato Crouzeilles, Dra. Mara Magenta.

APÊNDICE 2 - POLICY BRIEF



A preservação da cobertura vegetal em APPs de cursos d'água

As faixas marginais dos cursos d'água naturais são consideradas no Brasil como Áreas de Preservação Permanente - APPs pela Lei Federal nº 12.651/2012. A conservação e a recuperação da vegetação nativa nessas áreas são fundamentais para a preservação dos recursos hídricos e da biodiversidade. Assim, o desmatamento e demais intervenções nessas áreas somente podem ser realizados através do procedimento de licenciamento ambiental, desde que promovida a recuperação da vegetação no restante da APP.

Infelizmente, mais de um milhão de hectares devem ser recuperados em APPs de cursos d'água no estado de São Paulo. Na Baixada Santista, litoral do estado, grande parte das APPs está sujeita à degradação por indústrias e empreendimentos. Diversas margens de cursos d'água foram alvo de Infração Ambiental na região devido ao desmatamento e a intervenções realizadas sem autorização ambiental. Para cumprir com a lei, algumas dessas intervenções são regularizadas através da assinatura de Termos de Compromisso de Recuperação Ambiental - TCRA com o órgão ambiental, seguida da recuperação da cobertura vegetal no local. Muitas dessas ações de recuperação são realizadas, no entanto, através do plantio de mudas de baixa riqueza de espécies e de espécies exóticas, sejam de ocorrência de outro país ou de formação florestal distinta da vegetação a ser recuperada. Esses fatores são prejudiciais para a recuperação dos serviços ecossistêmicos e para a conservação da biodiversidade. Em alguns casos, remanescentes vegetais distintos são destinados à conservação mediante o procedimento de compensação ambiental para mitigar a degradação da APP. Consequentemente, a APP deixa de ser recuperada e assim ocorre a perda de cobertura vegetal.

Visando à conservação dessas áreas protegidas, são recomendadas as seguintes ações:



Intensificação das ações de fiscalização por parte do poder público para evitar intervenções ilegais nas APPs;

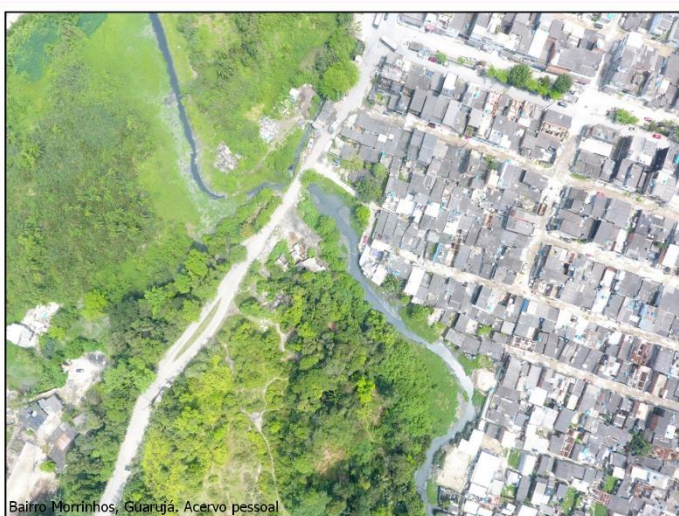
Incentivos fiscais para quem recupera e conserva a vegetação nativa presente nas APPs;

Capacitação dos técnicos do órgão ambiental para que os projetos de recuperação das APPs sejam executados somente através do plantio de elevada diversidade, bem como de mudas de espécies nativas regionais e da fitofisionomia a ser recuperada;

Execução da recuperação florestal da APP conforme determinado pela Lei nº 12.651/2012 ao invés da realização da compensação ambiental.

VULNERABILIDADE SOCIOAMBIENTAL

A expansão urbana residencial é um dos principais responsáveis pela perda da cobertura vegetal na Bacia Hidrográfica da Baixada Santista, litoral do estado de São Paulo.



- A Baixada Santista apresenta atualmente 79,1% de seu território coberto pela Mata Atlântica;
- Parte da cobertura vegetal perdida na região foi desmatada em função da expansão urbana irregular;
- 10,6 km² de manguezais foram desmatados nos últimos anos na Baixada Santista;
- A maior perda de manguezais na região se deve à construção de favelas e palafitas pela população de baixa renda;
- As áreas de morros e encostas em Santos também são objetos de desmatamentos devido à construção de moradias em áreas de risco. Florestas de Restingas foram substituídas por assentamentos urbanos em Guarujá;
- A regularização fundiária é necessária para garantir a qualidade de vida da população e do meio ambiente;
- As margens dos cursos d'água na sub-bacia do Rio Mogi em Cubatão estão suscetíveis a degradação devido a intervenções ocasionadas por indústrias e empreendimentos;
- A recuperação florestal dessas áreas degradadas deve ser executada para a manutenção dos serviços ecossistêmicos e para a conservação da biodiversidade.
- Ações de fiscalização devem ser intensificadas pelo poder público para garantir a preservação ambiental.



Fernanda Moschetto, Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade de Ambientes Costeiros. Universidade Estadual Paulista - UNESP, Campus do Litoral Paulista - CLP