

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

Emerson Viveiros

Restauração ecológica: monitoramento legal e estratégias de seleção de espécies frente a
eventos climáticos extremos

Sorocaba

2026

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CAMPUS SOROCABA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS RENOVÁVEIS

Emerson Viveiros

Restauração ecológica: monitoramento legal e estratégias de seleção de espécies frente a eventos climáticos extremos

Trabalho de Conclusão de Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis para obtenção do título de Doutor em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis da Universidade Federal de São Carlos. Área de concentração: ciências florestais.

Orientação: Dr. José Mauro Santana da Silva

Sorocaba

2026

Viveiros, Emerson

Restauração ecológica: monitoramento legal e estratégias de seleção de espécies frente a eventos climáticos extremos / Emerson Viveiros -- 2026.

78f.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador (a): José Mauro Santana da Silva

Banca Examinadora: Bruno dos Santos Francisco, Fátima Conceição Marquez Piña-Rodrigues, Franciane Andrade de Pádua, Kenia Michele de Quadros Tronco

Bibliografia

1. Restauração florestal. 2. Monitoramento ecológico. 3. Resistência à geada.
I. Viveiros, Emerson. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

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

Emerson Viveiros

Restauração ecológica: monitoramento legal e estratégias de seleção de espécies frente a eventos climáticos extremos

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis para obtenção do título de Doutor. Sorocaba, 12 de junho de 2026.

Orientador

Dr. José Mauro Santana da Silva

Universidade Federal de São Carlos

Examinador

Dra. Fátima Conceição Marquez Piña-Rodrigues

Universidade Federal de São Carlos

Examinador

Dra. Franciane Andrade de Pádua

Universidade Federal de São Carlos

Examinador externo

Dra. Kenia Michele de Quadros Tronco

Universidade Federal de Rondônia

Examinador Externo

Dr. Bruno dos Santos Francisco

Universidade Estadual do Oeste do Paraná

AGRADECIMENTO

A conclusão desta tese só foi possível graças ao apoio, à parceria e ao incentivo de muitas pessoas, a quem deixo aqui meu sincero agradecimento.

À minha família, pela presença constante, pelo apoio incondicional e pela compreensão ao longo de toda essa jornada, especialmente nos momentos em que o caminho pareceu mais difícil.

Aos amigos e colegas, que, de diferentes formas, contribuíram para que eu mantivesse o foco e a motivação necessários para enfrentar esse desafio e chegar até aqui, mesmo diante das dificuldades.

Ao meu orientador, José Mauro Santana, pela confiança depositada, pela orientação ao longo de todo o processo e pelas contribuições essenciais para a construção deste trabalho, sempre incentivando a continuidade e o desenvolvimento da pesquisa.

Aos membros da banca, pela disponibilidade em avaliar este trabalho e pelas contribuições que certamente irão enriquecer e aprimorar seus resultados.

À instituição de ensino e pesquisa, pelo suporte oferecido e pela estrutura disponibilizada, fundamentais para a realização desta pesquisa.

Por fim, agradeço a todos que, direta ou indiretamente, fizeram parte dessa trajetória e contribuíram para a realização desta tese, que busca somar ao avanço científico e à prática da restauração ecológica em um cenário de crescentes desafios ambientais e climáticos.

*“O desafio da restauração ecológica não
é apenas recuperar ecossistemas, mas
redefinir como o sucesso dessa
recuperação é medido em um cenário de
constante mudança.”*

RESUMO

Esta tese investiga desafios centrais para o sucesso da restauração ecológica em um contexto de mudanças climáticas, articulando duas dimensões complementares: a avaliação do monitoramento de áreas restauradas e a seleção de espécies mais resilientes a eventos climáticos extremos. No primeiro capítulo, foi analisada criticamente a capacidade do modelo de monitoramento da Resolução SMA nº 32/2014 de representar adequadamente a condição ecológica de projetos de restauração quando os resultados são agregados no nível do projeto. Com base em dados de 12 projetos distribuídos em 453 polígonos na região da Represa de Promissão, no rio Tietê (SP), o estudo demonstrou elevada heterogeneidade espacial dos indicadores legais e evidenciou o risco de mascaramento de áreas críticas, o que pode comprometer a avaliação da conformidade legal. No segundo capítulo, a tese investigou como atributos funcionais de espécies vegetais, como espessura foliar, presença de tricomas e formato da copa, influenciam a tolerância à geada em áreas de restauração, fornecendo subsídios para a seleção de espécies mais adaptadas a condições climáticas adversas. Em conjunto, os resultados mostram que a efetividade da restauração depende tanto de critérios de monitoramento mais sensíveis à variabilidade ecológica quanto da incorporação de estratégias de seleção de espécies capazes de aumentar a resiliência dos plantios frente a eventos extremos. A tese, portanto, contribui para o aprimoramento técnico e científico da restauração ecológica, com implicações práticas para o planejamento, o monitoramento e a formulação de políticas públicas no Brasil.

Palavras-chave: restauração florestal; monitoramento ecológico; resiliência à geada.

ABSTRACT

This thesis investigates key challenges to the success of ecological restoration in the context of climate change, integrating two complementary dimensions: the assessment of monitoring in restored areas and the selection of species that are more resilient to extreme climatic events. In the first chapter, the study critically analyzed the capacity of the monitoring model established by SMA Resolution No. 32/2014 to adequately represent the ecological condition of restoration projects when results are aggregated at the project level. Based on data from 12 projects distributed across 453 polygons in the Promissão Reservoir region, along the Tietê River (São Paulo State, Brazil), the study demonstrated high spatial heterogeneity in the legal indicators and highlighted the risk of masking critical areas, which may compromise the evaluation of legal compliance. In the second chapter, the thesis investigated how functional traits of plant species, such as leaf thickness, the presence of trichomes, and crown shape, influence frost tolerance in restoration areas, providing support for the selection of species better adapted to adverse climatic conditions. Taken together, the results show that restoration effectiveness depends both on monitoring criteria that are more sensitive to ecological variability and on the incorporation of species-selection strategies capable of increasing the resilience of restored plantings to extreme events. The thesis therefore contributes to the technical and scientific advancement of ecological restoration, with practical implications for planning, monitoring, and the formulation of public policies in Brazil.

Keywords: florest restoration; ecological monitoring; frost resilience.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	9
2	REVISÃO DE LITERATURA	12
2.1	INTRODUÇÃO À RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E REGENERAÇÃO NATURAL	12
2.2	REGENERAÇÃO NATURAL EM FLORESTAS ESTACIONAIS SEMIDECIDUAIS	13
2.3	MONITORAMENTO ECOLÓGICO DE PROJETOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	13
2.4	IMPACTOS CLIMÁTICOS E RESILIÊNCIA DAS ESPÉCIES	16
2.5	LEGISLAÇÃO E POLÍTICAS PÚBLICAS PARA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	17
3	ARTIGO 01 - AVALIAÇÃO CRÍTICA DO MODELO DE MONITORAMENTO DA RESOLUÇÃO SMA Nº 32/2014 EM PROJETOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	18
3.1	INTRODUÇÃO	18
3.2	MATERIAL E MÉTODOS	20
3.3	ANÁLISE DE DADOS	23
3.4	RESULTADOS	25
3.5	DISCUSSÃO	31
3.6	CONCLUSÃO	35
	REFERÊNCIAS	36
4	ARTIGO 2 - COMO A ESCOLHA ADEQUADA DE ESPÉCIES VEGETAIS FAVORECE O PROCESSO DE RESTAURAÇÃO EM ÁREAS SUSCETÍVEIS A EVENTOS EXTREMOS DE GEADA	55
4.1	INTRODUÇÃO	56
4.2	MATERIAIS E MÉTODOS	58
4.3	ANÁLISE DE DADOS	62
4.4	RESULTADOS	63
4.5	DISCUSSÃO	68
4.6	CONCLUSÕES	70
	REFERÊNCIAS	71
5	CONCLUSÃO GERAL	75
	REFERÊNCIAS	77

1 INTRODUÇÃO GERAL

As mudanças climáticas representam um dos maiores desafios do século XXI, com impactos cada vez mais evidentes sobre os ecossistemas, a biodiversidade e a qualidade de vida humana (Pech *et al.*, 2017). O aumento da frequência e da intensidade de eventos climáticos extremos, a elevação das temperaturas médias globais e as alterações nos regimes hídricos afetam diretamente a resiliência dos sistemas naturais e produtivos, especialmente em países tropicais como o Brasil. Nesse contexto, a restauração ecológica emerge não apenas como uma ferramenta para a conservação da biodiversidade, mas também como uma estratégia essencial de mitigação e adaptação às mudanças climáticas (Francisco *et al.*, 2022; Francisco *et al.*, 2023, Viveiros *et al.*, 2023).

O Brasil ocupa posição de destaque no cenário internacional por sua extensa cobertura florestal e sua alta diversidade biológica, o que lhe confere enorme responsabilidade — e potencial — na promoção de ações de restauração em larga escala. Iniciativas como o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAVEG, 2017) e os compromissos assumidos pelo país no Acordo de Paris reforçam o papel da restauração na agenda climática e ambiental brasileira. No entanto, a efetividade dessas iniciativas depende de uma série de fatores técnicos, políticos e socioeconômicos, entre os quais se destaca o arcabouço legal vigente (Padovezi *et al.*, 2024).

No estado de São Paulo, pioneiro na regulamentação técnica da restauração, a Resolução SMA nº 08/2008 representou um marco ao estabelecer critérios detalhados para projetos de recuperação ambiental, como número mínimo de espécies e proporções entre grupos funcionais. Contudo, essa norma foi amplamente criticada por pesquisadores (Durigan *et al.*, 2010), que apontaram a falta de respaldo científico, o excesso de rigidez técnica e os obstáculos práticos impostos à inovação e à expansão das áreas restauradas. Como resposta parcial a essas críticas e às dificuldades encontradas na aplicação da norma, foi publicada a Resolução SMA nº 32/2014, que atualizou as diretrizes e propôs um novo protocolo de monitoramento da restauração ecológica, mais flexível e focado em indicadores de estrutura e funcionalidade do ecossistema. Essa nova abordagem, ao incorporar lições aprendidas na última década, reforça a necessidade de alinhar a legislação com os avanços da ciência e as realidades do campo, favorecendo a efetividade dos projetos de restauração no estado e servindo de base para futuras políticas públicas no Brasil.

No primeiro capítulo, foi realizada uma avaliação crítica da capacidade do modelo de monitoramento estabelecido pela Resolução SMA nº 32/2014 de representar adequadamente a condição ecológica de áreas em restauração quando os resultados são agregados no nível do projeto. Com base em dados empíricos obtidos entre 2021 e 2022 em 12 projetos de restauração distribuídos em 453 polígonos às margens da Represa de Promissão, no rio Tietê (SP), o estudo quantificou a heterogeneidade espacial dos indicadores legais de cobertura do solo por vegetação nativa, densidade de regenerantes e riqueza de espécies nativas, avaliou as discrepâncias entre as classificações no nível do polígono e do projeto, e estimou o risco de mascaramento de áreas críticas decorrente da agregação das métricas. A partir desses resultados, o capítulo discute as implicações desse procedimento para a validação da conformidade legal e propõe critérios complementares, simples e operacionais, para reduzir falsos positivos e aprimorar a efetividade do monitoramento em projetos de restauração ecológica.

O segundo capítulo desta tese investigou como a escolha adequada de espécies vegetais pode favorecer o sucesso da restauração ecológica em áreas suscetíveis a eventos climáticos extremos, como a geada. A partir da análise de atributos funcionais, como espessura foliar, presença de tricomas e formato da copa, busca-se identificar padrões que aumentem a resiliência das espécies a esse tipo de distúrbio. Os resultados demonstram que determinados atributos estão fortemente associados à tolerância à geada, fornecendo subsídios para a seleção de espécies mais adaptadas às condições climáticas adversas, com implicações práticas diretas para o planejamento da restauração em contextos de risco climático crescente.

A evolução do arcabouço normativo voltado à restauração ecológica no Estado de São Paulo — marcada pela transição da Resolução SMA nº 08/2008 para a Resolução SMA nº 32/2014 — inaugurou uma mudança de paradigma ao deslocar o foco da fiscalização dos métodos de plantio para a avaliação de trajetórias e resultados ecossistêmicos (DURIGAN *et al.*, 2010; SÃO PAULO, 2014). Pautada em três indicadores fundamentais estruturados pela Portaria CBRN nº 01/2015 (cobertura do solo, densidade e riqueza de regenerantes), a legislação permite a modelagem metodológica do projeto de restauração, de forma que seja moldada conforme a conveniência técnica e as especificidades fitofisionômicas locais (SÃO PAULO, 2014; SÃO PAULO, 2015). Contudo, a aplicação continuada dessa norma ao longo de mais de uma década revela lacunas técnico-operacionais severas, em especial quando confrontada com a escala de grandes projetos espacialmente heterogêneos e com o avanço sinérgico das mudanças climáticas globais (GUERRA *et al.*, 2020; ARONSON *et al.*, 2011).

Esta tese estrutura-se em dois capítulos interrelacionados que investigam essas fragilidades sob uma dupla perspectiva: o refinamento dos critérios de monitoramento legal e a governança preditiva da seleção de espécies frente a estresses climáticos extremos. No primeiro artigo (Capítulo 1), foi realizada uma avaliação crítica do modelo de tomada de decisão jurídica instruído pela Resolução SMA nº 32/2014. A literatura internacional alerta que a redução de dados ecológicos complexos a uma métrica centralizada e agregada por médias tende a amortecer a heterogeneidade espacial, gerando avaliações pouco sensíveis a falhas localizadas (HIGGS *et al.*, 2018; FRATERRIGO *et al.*, 2006). Apoiando-se em dados empíricos de 12 projetos de restauração distribuídos em 453 polígonos nas margens da Represa de Promissão (SP), este estudo quantifica um potencial risco operacional de mascaramento ecológico decorrente da agregação por médias. Sob o cenário de 5 anos, o potencial risco de falsos positivos permissivos de conformidade — isto é, a liberação jurídica de projetos que ainda podem reter frações espaciais críticas e degradadas — podendo atingir patamares preocupantes de aproximadamente 70–75% para cobertura e densidade, assim como 100% para riqueza. Como ponto de melhoria para a legislação, o capítulo propõe a incorporação de salvaguardas operacionais e regras de segurança baseadas no desempenho individual dos polígonos (INEA, 2017; Luxton *et al.*, 2025), mitigando a potencial aprovação de "falsos sucessos". Essa necessária transição para um monitoramento espacialmente explícito conecta-se diretamente ao segundo artigo (Capítulo 2), dado que a consolidação de polígonos em condição crítica ou a estagnação sucessional de clareiras são frequentemente desencadeadas pelo aumento na frequência e severidade de distúrbios meteorológicos extremos (Pecl *et al.*, 2017). Se, por um lado, a metodologia da Resolução SMA nº 32/2014 outorga ao interessado a liberdade de escolha das espécies, as pressões das mudanças climáticas exigem que esse processo decisório supere listas florísticas genéricas e adote critérios ecológicos preditivos de resistência (Brito *et al.*, 2018; Francisco *et al.*, 2022). Avaliando as respostas ecológicas após um evento catastrófico de geada (0 °C) na mesma região de Promissão, o segundo capítulo demonstra que a resiliência dos plantios depende crucialmente do investimento em espécies com traços morfoanatômicos específicos. Os modelos lineares generalizados evidenciam que a interação funcional entre lâminas foliares espessas, copas afiladas e, prioritariamente, a cobertura total de tricomas — atributo que isoladamente explicou 69% da variação da tolerância ao congelamento — determina a sobrevivência vegetal (Viveiros *et al.*, 2023). Articulados, os dois estudos demonstram que a eficácia da restauração em larga escala na atualidade demanda um duplo refinamento adaptativo. Por um lado, é necessário aprimorar a sensibilidade diagnóstica do monitoramento legal da Resolução SMA nº 32/2014 para salvaguardar a integridade de grandes

projetos contra o mascaramento estatístico; por outro, torna-se crucial instrumentalizar a ecologia funcional como ferramenta de planejamento silvicultural (Chazdon *et al.*, 2017), selecionando espécies funcionalmente blindadas contra estresses térmicos críticos, como a geada, e garantindo a perenidade dos serviços ecossistêmicos diante da incerteza climática do século XXI.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 INTRODUÇÃO À RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E REGENERAÇÃO NATURAL

A restauração ecológica é um campo crucial para a recuperação de ecossistemas degradados, danificados ou destruídos, visando restaurar suas funções ecológicas e biodiversidade. Como destaca Chazdon (2014), a restauração não se resume ao simples plantio de espécies nativas, mas ao restabelecimento da estrutura ecológica funcional do ecossistema. No contexto brasileiro, a restauração se torna ainda mais relevante devido à grande diversidade biológica e à pressão antrópica constante, com destaque para a Mata Atlântica, um dos hotspots globais de biodiversidade. O Brasil, com sua vasta cobertura florestal e grande responsabilidade ecológica, se destaca no cenário internacional, especialmente com iniciativas como o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAVEG, 2017), que visa restaurar milhões de hectares até 2030.

A regeneração natural, uma abordagem de baixo custo e alta eficácia, é definida como o processo de sucessão ecológica espontânea em áreas desmatadas ou degradadas, onde a vegetação se recupera por meio do banco de sementes no solo ou pela dispersão de sementes (Chazdon, 2012). Viveiros *et al.* (2021) encontraram evidências de que a regeneração natural pode ser altamente eficaz quando realizada em áreas contíguas a fragmentos florestais remanescentes, facilitando a recuperação da biodiversidade e a cobertura de solo com vegetação nativa.

Entretanto, Rodrigues *et al.*, (2009) enfatizam que a regeneração natural é sensível a uma série de fatores, como a disponibilidade de sementes, a proximidade com áreas de vegetação remanescente, o controle de espécies invasoras e as características da paisagem. Além disso, a regeneração natural apresenta uma taxa de sucesso variável dependendo do contexto ecológico local, como evidenciado por Leal-Filho *et al.*, (2013) e Brancalion *et al.*, (2015), que destacam a importância de fatores como a distância de fontes de propágulos e as condições ambientais.

2.2 REGENERAÇÃO NATURAL EM FLORESTAS ESTACIONAIS SEMIDECIDUAIS

O bioma da Mata Atlântica, especialmente nas regiões de floresta estacional semidecidual, é caracterizado por uma grande biodiversidade e uma alta taxa de endemismo, mas também sofre com a degradação e fragmentação devido à expansão agrícola e à urbanização. A pesquisa realizada por Viveiros *et al.* (2021), no município de Borborema (SP), comparou a composição e a estrutura da comunidade de plantas regenerantes em áreas conduzidas por Regeneração Natural Assistida e por plantio de mudas nativas, utilizando 12 parcelas de 100 m² em cada tratamento. Os autores verificaram que árvores e arbustos foram as formas de vida predominantes em ambos os métodos, com maior abundância de espécies pioneiras, e que as áreas conduzidas por regeneração natural apresentaram boa cobertura de solo com vegetação nativa e diversidade considerável de espécies arbustivas e arbóreas. O estudo também revelou que a regeneração natural atende aos parâmetros exigidos pela Resolução SMA nº 32 de 2014 do estado de São Paulo, mostrando a eficácia desse método no contexto das florestas estacionais semidecíduais.

No entanto, como ressalta Durigan *et al.*, (2010), a regeneração natural enfrenta desafios relacionados à fragmentação florestal e à competição com espécies invasoras. A fragmentação pode limitar a disponibilidade de sementes e reduzir a eficácia da regeneração. Para enfrentar esses desafios, algumas técnicas complementares, como o plantio de mudas, podem ser necessárias em áreas onde a regeneração natural não ocorre de forma espontânea. Rodrigues *et al.*, (2009) sugerem que, em áreas de difícil acesso ou onde o banco de sementes é escasso, o plantio de mudas nativas pode acelerar o processo de restauração e aumentar a diversidade biológica.

2.3 MONITORAMENTO ECOLÓGICO DE PROJETOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

O monitoramento ecológico constitui etapa indispensável dos projetos de restauração, pois é por meio dele que atributos ecológicos complexos — estrutura, composição e funcionamento do ecossistema — são traduzidos em métricas mensuráveis e auditáveis, capazes de subsidiar decisões técnicas e o próprio reconhecimento legal do sucesso da restauração (Rosenfield *et al.*, 2023). Sem um sistema de monitoramento consistente, é difícil distinguir entre trajetórias de regeneração bem-sucedidas e áreas que, apesar de aparentemente

vegetadas, não avançam rumo à recomposição da estrutura e da biodiversidade originais (Higgs *et al.*, 2018).

A implementação de sistemas de monitoramento em larga escala exige indicadores que sejam, ao mesmo tempo, ecologicamente informativos e operacionalmente viáveis em campo, capazes de identificar desvios de trajetória ainda em estágios iniciais e de definir gatilhos objetivos para intervenções corretivas (Luxton *et al.*, 2025). Nesse sentido, Giles *et al.* (2024) demonstram que indicadores relativamente simples — como cobertura do solo, densidade e riqueza de regenerantes — podem ser calibrados com valores de referência regionais para avaliar a regeneração de florestas tropicais e orientar decisões de manejo, sem exigir levantamentos florísticos exaustivos. De forma complementar, o monitoramento remoto por LiDAR e fotogrametria digital vem ampliando a capacidade de avaliar a estrutura e a heterogeneidade do dossel em escalas espaciais maiores, aumentando a rastreabilidade das avaliações e complementando os inventários de campo tradicionais (Santoro *et al.*, 2025; Camarretta *et al.*, 2019).

Por outro lado, a literatura alerta que a agregação dos dados de monitoramento em um único valor por projeto pode mascarar falhas localizadas dentro de áreas extensas e heterogêneas, reduzindo o poder diagnóstico da avaliação e favorecendo decisões de conformidade pouco sensíveis à variação espacial real da regeneração (Higgs *et al.*, 2018; Fraterrigo *et al.*, 2006). Esse risco é particularmente relevante em contextos regulatórios, nos quais o monitoramento não cumpre apenas função científica, mas também jurídico-administrativa, servindo de base para a liberação de compromissos ambientais (Aronson *et al.*, 2011; Foster; Bell-James, 2024). Em síntese recente sobre a restauração nos biomas brasileiros, Guerra *et al.* (2020) apontam a consolidação de metodologias de monitoramento e avaliação como uma das principais lacunas a serem superadas para que as metas nacionais de restauração sejam efetivamente verificáveis.

No estado de São Paulo, a Resolução SMA nº 32/2014 operacionalizou essas exigências ao determinar que todo projeto de restauração ecológica preveja monitoramento periódico por meio de três indicadores ecológicos: (i) cobertura do solo com vegetação nativa; (ii) densidade de indivíduos nativos regenerantes; e (iii) número de espécies nativas regenerantes (SÃO PAULO, 2014). Os valores obtidos em campo devem ser comparados a valores de referência estabelecidos para cada fitofisionomia e aferidos em prazos predefinidos — 3, 5, 10, 15 e 20 anos —, ou até que a recomposição seja atestada antes desse prazo, sendo os dados registrados no Sistema Informatizado de Apoio à Restauração Ecológica (SARE).

A metodologia de coleta desses indicadores é detalhada pela Portaria CBRN nº 01/2015, editada pela Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais da Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, que instituiu o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica (SÃO PAULO, 2015). O protocolo estabelece que a verificação dos indicadores seja feita por parcelas amostrais de 100 m² (25 m de comprimento por 4 m de largura), distribuídas aleatoriamente pela área monitorada, com o número de parcelas calculado em função da área total do projeto — projetos de até 1 hectare exigem cinco parcelas, e projetos maiores seguem a fórmula do número de hectares acrescido de quatro, com teto de 50 parcelas independentemente da extensão da área. O documento também diferencia a forma de aferição da cobertura do solo conforme a fitofisionomia: em formações florestais (Florestas Ombrófilas e Estacionais, Restinga Florestal, Mata Ciliar em região de Cerrado e Manguezal), apenas a projeção de copa de espécies lenhosas nativas é contabilizada, ao passo que em formações savânicas e campestres (Cerradão, Cerrado stricto sensu e formações campestres abertas) toda cobertura nativa, independentemente da forma de vida, é considerada. Para densidade e riqueza de regenerantes, são contabilizados apenas indivíduos lenhosos nativos com altura igual ou superior a 50 cm e circunferência à altura do peito inferior a 15 cm, evitando a dupla contagem de indivíduos já recrutados à fase adulta.

Esse arranjo — norma geral (Resolução SMA nº 32/2014) associada a um protocolo técnico complementar (Portaria CBRN nº 01/2015) — tornou-se referência para outros estados na estruturação de seus próprios sistemas de monitoramento, a exemplo da Resolução INEA nº 143/2017 no Rio de Janeiro e da Portaria IAT nº 170/2020 no Paraná, além de protocolos técnicos alternativos voltados à funcionalidade ecológica, como o proposto por Piña-Rodrigues *et al.* (2015). Ainda assim, como será discutido no primeiro artigo desta tese, a forma como os indicadores legais são agregados e interpretados ao longo do tempo permanece um ponto crítico pouco explorado empiricamente, com implicações diretas para a robustez das decisões de conformidade ambiental.

Essa lacuna começou a ser preenchida empiricamente pelo estudo desenvolvido no primeiro artigo desta tese. A partir do monitoramento de 12 projetos de restauração distribuídos em 453 polígonos e 539 parcelas amostrais às margens do rio Tietê (SP), verificou-se que a classificação de conformidade obtida pela agregação dos indicadores no nível do projeto pode mascarar condições críticas observadas no nível do polígono: sob o critério permissivo de aprovação e no cenário etário de 5 anos, o risco de falsos positivos de conformidade chegou a aproximadamente 70-75% para cobertura do solo e densidade de regenerantes, e a praticamente 100% para riqueza de espécies regenerantes, caindo para cerca de 9-11% (cobertura e

densidade) e permanecendo próximo de 98% para riqueza no cenário de 10 anos. Entre os três indicadores da Resolução SMA nº 32/2014, a densidade de regenerantes mostrou-se o mais consistente para sustentar decisões de conformidade entre escalas espaciais, ao passo que a riqueza de espécies regenerantes revelou-se a mais sensível ao mascaramento por agregação — reforçando a necessidade de critérios complementares, como regras de segurança baseadas na proporção de polígonos críticos, para reduzir o risco de liberação indevida de compromissos de restauração.

2.4 IMPACTOS CLIMÁTICOS E RESILIÊNCIA DAS ESPÉCIES

A mudança climática e os eventos climáticos extremos, como geadas e secas, representam uma ameaça crescente para a eficácia dos projetos de restauração ecológica. Viveiros *et al.*, (2023) evidenciam que a resiliência das espécies a esses eventos pode ser aprimorada por atributos funcionais como a espessura das folhas e a presença de tricomas, que protegem as espécies contra o estresse térmico causado por geadas. A pesquisa mostrou que as espécies com folhas espessas e tricomas em alta densidade são mais resistentes ao frio, tornando-as mais adequadas para plantios em regiões sujeitas a eventos climáticos extremos.

Esses achados foram detalhados por Viveiros *et al.* (2023) em um estudo conduzido em uma área de restauração com nove meses de idade, no domínio da Floresta Estacional Semidecidual no interior de São Paulo, após um evento extremo de geada que atingiu temperatura mínima de 0°C. Avaliando 104 indivíduos de sete espécies lenhosas, os autores verificaram ampla variação na proporção de copa afetada entre espécies — de 98% em *Guazuma ulmifolia* Lam. a apenas 1,5% em *Solanum granulosoleprosum* Dunal, com *Tapirira guianensis* Aubl. em posição intermediária (62%). Modelos lineares generalizados mostraram que a cobertura de tricomas explicou isoladamente 69% da variação na copa afetada pela geada, enquanto a espessura foliar e a estrutura da copa explicaram, respectivamente, 28% e 20% dessa variação; quando os três atributos foram considerados em conjunto, o modelo atingiu poder preditivo de 74% ($R^2 = 0,74$).

Esses resultados indicam que mudas com folhas totalmente cobertas por tricomas, lâminas mais espessas e copas afiladas ou abertas apresentam maior probabilidade de resistir a eventos de geada, fornecendo um critério funcional objetivo para a seleção de espécies em projetos de restauração situados em áreas suscetíveis a esse tipo de distúrbio (Viveiros *et al.*, 2023). Esse tipo de evidência desloca o foco de recomendações genéricas de espécies “tolerantes ao frio” para atributos funcionais mensuráveis e comparáveis entre espécies, alinhando-se à tendência

mais ampla de incorporar traços funcionais na tomada de decisão em restauração ecológica (Brito *et al.*, 2018; Francisco *et al.*, 2022).

Além disso, Francisco *et al.*, (2022) relatam que as mudanças climáticas não só afetam as espécies diretamente, mas também alteram a dinâmica das comunidades vegetais. Aumento das temperaturas médias globais e eventos climáticos como geadas podem afetar a distribuição das espécies e favorecer aquelas mais tolerantes ao calor, enquanto outras podem sofrer com a mortalidade. A pesquisa de Brito *et al.*, (2018) confirma que a resistência ao frio é uma característica importante para a escolha das espécies em áreas de restauração, especialmente em regiões tropicais e subtropicais.

2.5 LEGISLAÇÃO E POLÍTICAS PÚBLICAS PARA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

No Brasil, a legislação desempenha um papel fundamental no direcionamento das práticas de restauração ecológica. A Resolução SMA nº 32/2014, que atualizou as diretrizes para restauração no estado de São Paulo, é um exemplo de um marco normativo importante para assegurar que as áreas restauradas atendam a padrões ecológicos mínimos. De acordo com Durigan *et al.*, (2010), a Resolução SMA nº 08/2008, embora tenha sido um avanço inicial, apresentava limitações no que se refere à flexibilidade técnica, o que dificultava a inovação e a implementação de novas abordagens. A Resolução SMA nº 32/2014, por outro lado, introduziu critérios mais flexíveis, substituindo o antigo foco no método de plantio pela avaliação de resultados ecológicos e apoiando-se no protocolo de monitoramento detalhado pela Portaria CBRN nº 01/2015, conforme discutido na seção anterior, o que permite melhor adaptação aos contextos ecológicos locais e aos avanços da ciência da restauração.

Além disso, o Brasil tem se destacado internacionalmente por sua contribuição ao Acordo de Paris e por suas iniciativas de restauração florestal como parte do Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAVEG, 2017). Essas ações não apenas visam à recuperação da biodiversidade, mas também têm um papel importante na mitigação das mudanças climáticas e na adaptação dos ecossistemas a eventos climáticos extremos. Padovezi *et al.*, (2024) enfatizam que a integração entre legislação, prática científica e realidades do campo é essencial para garantir a efetividade dos projetos de restauração no Brasil, mas alertam que ainda existem desafios a serem superados, como a implementação uniforme das diretrizes e a avaliação contínua dos projetos.

3 ARTIGO 01 - AVALIAÇÃO CRÍTICA DO MODELO DE MONITORAMENTO DA RESOLUÇÃO SMA Nº 32/2014 EM PROJETOS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

3.1 INTRODUÇÃO

A restauração ecológica no Brasil ocorre em um contexto singular, no qual obrigações legais, compromissos administrativos e iniciativas voluntárias coexistem e frequentemente se sobrepõem, moldando a implementação de ações em diferentes escalas e setores (Bustamente *et al.*, 2019). Nesse cenário, normas e instrumentos regulatórios não apenas definem responsabilidades e prazos, mas também estabelecem o que conta como sucesso e quais evidências são necessárias para atestar a conclusão de compromissos (Durigan *et al.*, 2010; Aronson *et al.*, 2011).

A experiência acumulada mostra que normas podem aumentar previsibilidade e orientar a prática, mas também podem gerar efeitos indesejados quando se tornam excessivamente prescritivas ou quando não incorporam, de forma operacional, a variabilidade ecológica e a diversidade de contextos em que a restauração ocorre (Foster & Bell-James, 2024; Brancalion *et al.*, 2013).

Ao mesmo tempo, a restauração é tratada como prioridade em agendas nacionais e internacionais com metas ambiciosas, o que aumenta a necessidade de critérios de monitoramento e avaliação consistentes e aplicáveis, pois a implementação do Marco Global da Biodiversidade depende diretamente da escolha e da capacidade de aplicar indicadores e a efetividade do monitoramento é limitada por lacunas de dados que precisam ser preenchidas para avaliar o progresso de forma confiável (Affinito *et al.*, 2025).

Uma síntese recente sobre restauração nos biomas brasileiros destaca tanto avanços quanto lacunas, incluindo a necessidade de ampliar esforços de pesquisa e avaliação relacionados a métricas de paisagem, priorização, legislação e políticas públicas, reforçando o papel central do monitoramento e dos critérios de avaliação para orientar decisões e aprimorar instrumentos regulatórios (Guerra *et al.*, 2020).

A avaliação de projetos de restauração depende, em geral, de indicadores ecológicos capazes de traduzir atributos complexos em métricas mensuráveis e auditáveis. Há, hoje, um amplo repertório de indicadores propostos para diagnosticar estrutura, composição e

funcionamento, bem como para integrar a noção de integridade ecológica em diferentes idades de regeneração e trajetórias sucessionais (Rosenfield *et al.*, 2023).

A implementação em larga escala exige indicadores que sejam viáveis em campo e que orientem decisões sob incerteza, incluindo a necessidade de identificar desvios de trajetória ainda nos estágios iniciais e de definir gatilhos claros para intervenção corretiva (Luxton *et al.*, 2025). Evidências recentes mostram que indicadores simples podem ser calibrados com valores de referência para avaliar a regeneração de florestas tropicais e apoiar decisões de gestão e governança (Giles *et al.*, 2024). Em paralelo, avanços no monitoramento estrutural por métricas de dossel derivadas de lidar e fotogrametria ampliam a capacidade de avaliar estrutura e heterogeneidade em escalas maiores, complementando inventários tradicionais e aumentando a rastreabilidade espacial das avaliações (Santoro *et al.*, 2025).

Projetos extensos de restauração tendem a apresentar heterogeneidade interna porque diferenças de histórico de uso e condições ambientais podem gerar variação espacial persistente na vegetação dentro de uma mesma área, inclusive associada a diferenças na disponibilidade de nutrientes do solo (Fraterrigo *et al.*, 2006).

Nesse contexto, indicadores e regras de decisão precisam ser capazes de lidar com trajetórias diferentes dentro do mesmo compromisso e, quando possível, incorporar critérios que antecipem desvios de trajetória e orientem intervenções corretivas de forma transparente e auditável (Luxton *et al.*, 2025).

Quando essa variação é resumida em um único resultado agregado, cresce o risco de decisões pouco sensíveis a falhas localizadas e de liberação mesmo com áreas críticas. Essa tensão entre aplicabilidade e poder de diagnóstico é reconhecida na literatura, que alerta para o risco de a avaliação virar um checklist formal, pouco informativo e sem mecanismos claros de auditoria (Higgs *et al.*, 2018).

No estado de São Paulo, a Resolução SMA nº 32/2014 estabelece diretrizes e critérios para a restauração ecológica e define indicadores legais de avaliação, sendo amplamente utilizada como referência para atestar cumprimento de compromissos. A aplicação continuada dessa norma por mais de uma década oferece uma oportunidade rara para investigar, com dados empíricos, como decisões de conformidade se comportam quando comparadas entre escalas de avaliação. Em particular, permanece pouco quantificado o quanto a avaliação agregada pode mascarar a condição observada em unidades espaciais menores e quais são as consequências desse mascaramento para a interpretação do sucesso e para o desenho de regras de liberação.

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar a capacidade do modelo de monitoramento estabelecido pela Resolução SMA nº 32/2014, quando operacionalizado por meio da agregação dos resultados no nível de projeto de restauração por Termo de Compromisso de Recuperação Ambiental (TCRA), de representar adequadamente a condição ecológica dos polígonos individuais em restauração e apoiar decisões de conformidade legal sem mascarar áreas em condição crítica.

Para isso, buscamos quantificar a heterogeneidade espacial dos indicadores legais dentro dos projetos, avaliar o risco de mascaramento de polígonos críticos por métricas agregadas e discutir as implicações desse procedimento para a validação do cumprimento de compromissos de restauração ecológica.

Objetivos específicos:

- (i) Quantificar a variação espacial dos indicadores legais de cobertura do solo com vegetação nativa, densidade de indivíduos nativos regenerantes e número de espécies nativas regenerantes, entre polígonos de um mesmo projeto, descrevendo a distribuição dos valores e a proporção de polígonos classificados como crítico, mínimo e adequado segundo os limiares da Resolução SMA nº 32/2014.
- (ii) Testar se a agregação dos indicadores no nível do projeto gera discrepâncias sistemáticas em relação à classificação no nível dos polígonos, identificando casos em que projetos classificados como adequados contêm proporção relevante de polígonos em condição crítica ou mínima.
- (iii) Estimar o risco operacional de mascaramento ecológico associado ao uso de métricas agregadas para validação de projetos considerando a contribuição relativa de polígonos em condição crítica e propor um critério complementar simples e operacional para reduzir a ocorrência de falsos positivos de conformidade no modelo atual de monitoramento.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

As áreas avaliadas neste estudo foram submetidas à restauração ecológica por meio do plantio convencional de mudas nativas, baseado na implantação direta de espécies arbóreas

nativas e na combinação de espécies de preenchimento e de diversidade, com o objetivo de acelerar o recobrimento do solo e favorecer o avanço sucessional, em espaçamento $2,5 \times 2$ m. A implantação foi concluída em 2014 e foi seguida por ações de manutenção nos anos subsequentes, visando garantir o estabelecimento e o desenvolvimento da vegetação. Essas ações buscaram atender aos critérios de sucesso definidos pela Resolução SMA nº 32/2014, necessários para o entendimento sobre a situação ecológica da restauração.

As áreas avaliadas correspondem a 12 projetos de restauração implantados em 453 polígonos distribuídos ao longo das margens do rio Tietê, no estado de São Paulo (Figura 1). A região insere-se no domínio de Floresta Estacional Semidecidual e está inserida em matriz agropecuária; anteriormente à restauração, os sítios eram utilizados como pastagem e/ou agricultura (cana-de-açúcar).

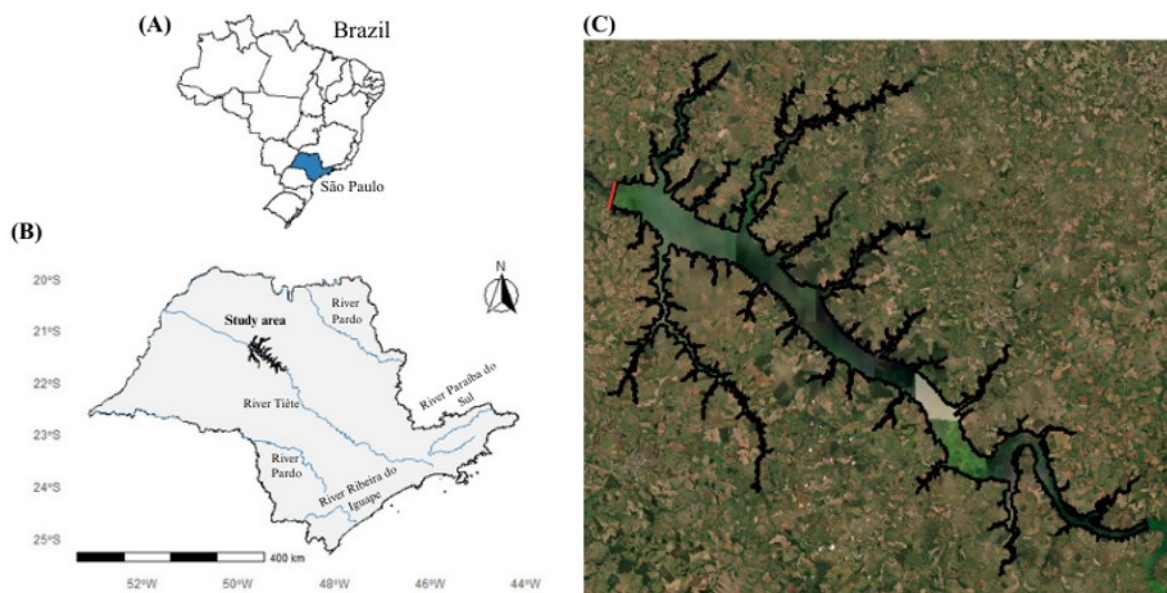


Figura 1. Localização da área de estudo na região do rio Tietê, estado de São Paulo, Brasil. (A) Localização do estado de São Paulo no Brasil. (B) Contexto regional da área de estudo. (C) Imagem de satélite da área de estudo.

Considerando o conjunto dos 12 projetos, foram amostradas 539 parcelas (100 m^2 cada), totalizando 5,39 ha de área amostrada. O número de parcelas por projeto seguiu a Portaria CBRN nº 01/2015, que estabelece um limite máximo de 50 parcelas por projeto para padronizar o esforço amostral (CBRN, 2015). As parcelas foram retangulares ($25 \text{ m} \times 4 \text{ m}$; 100 m^2), conforme o protocolo de monitoramento e os critérios da Resolução SMA nº 32/2014 (CBRN, 2015; SMA, 2014). O monitoramento foi realizado entre outubro de 2021 e fevereiro de 2022, quando as primeiras áreas apresentavam aproximadamente sete anos de idade.

Avaliação dos indicadores de restauração

A avaliação dos indicadores de restauração seguiu os critérios da Resolução SMA nº 32/2014 e o protocolo operacional da Portaria CBRN nº 01/2015 (SMA, 2014; CBRN, 2015). A cobertura do solo por vegetação nativa foi estimada pela métrica “porcentagem do solo coberto por vegetação nativa”. Em cada parcela, instalou-se uma linha de 25 metros no eixo central, com 4 metros de largura, e mensuraram-se os trechos interceptados por vegetação nativa; a cobertura percentual foi calculada como:

$$\text{Cobertura (\%)} = (\Sigma \text{ trechos cobertos} \times 100) / 25$$

Para cada projeto, o valor representativo de cobertura foi obtido pela média das parcelas amostradas (SMA, 2014; CBRN, 2015).

A densidade de regenerantes nativos foi estimada pela contagem de indivíduos lenhosos que atenderam aos critérios do protocolo (altura ≥ 50 cm e CAP < 15 cm) dentro de cada parcela (CBRN, 2015). Os valores foram expressos em indivíduos·ha⁻¹, convertendo-se o número de indivíduos por parcela (100 m² = 0,01 ha) para hectare:

$$\text{Densidade (indivíduos·ha}^{-1}\text{)} = \text{número de indivíduos na parcela} / 0,01$$

O valor representativo de densidade por projeto foi calculado como a média das parcelas (SMA, 2014; CBRN, 2015).

A riqueza de espécies regenerantes foi definida como o número de espécies nativas registradas entre os indivíduos amostrados sob os mesmos critérios de inclusão (altura ≥ 50 cm e CAP < 15 cm) (SMA, 2014; CBRN, 2015).

Os indicadores foram calculados em dois níveis: (i) por polígono (agregando as parcelas alocadas em cada polígono) e (ii) por projeto (agregando todas as parcelas do projeto), para testar o efeito da agregação por médias.

Para cada projeto, as identificações taxonômicas realizadas nas parcelas foram consolidadas em uma lista única de espécies regenerantes, representando a composição florística em nível de projeto (SMA, 2014; Francisco *et al.*, 2022). A lista foi organizada em ordem alfabética, com as famílias seguindo a classificação do Angiosperm Phylogeny Group - APG IV (APG IV, 2016) e a grafia dos nomes científicos verificada conforme a Flora e Funga do Brasil (Flora e Funga do Brasil, 2025).

3.3 ANÁLISE DE DADOS

Os indicadores legais de cobertura do solo por vegetação nativa, densidade de regenerantes nativos e riqueza de espécies regenerantes foram calculados em duas escalas espaciais: nível de polígono e projeto. No nível do polígono, cobertura e densidade foram obtidas como a média das parcelas alocadas em cada polígono. A riqueza por polígono foi estimada como o total de espécies registradas no conjunto de parcelas do polígono, seguindo o procedimento adotado no monitoramento. No nível do projeto, cobertura e densidade foram calculadas como a média de todas as parcelas do projeto, e a riqueza foi definida como o total de espécies registradas no conjunto de parcelas (lista única por projeto) (SMA, 2014; CBRN, 2015). Em ambas as escalas, os valores foram comparados aos limiares estabelecidos pela Resolução SMA nº 32/2014 e classificados em crítico, mínimo ou adequado, considerando dois cenários etários previstos na norma: 5 anos (menos conservador) e 10 anos (mais conservador) (SMA, 2014).

A heterogeneidade espacial por projeto foi caracterizada a partir da distribuição dos valores no nível do polígono dentro do projeto, utilizando estatísticas descritivas (média, desvio-padrão, mínimo, máximo e intervalo interquartil) e medidas de dispersão (coeficiente de variação). Para cada indicador e cenário etário, estimou-se a proporção de polígonos em cada classe (crítico, mínimo e adequado), sintetizando a variabilidade interna e o grau de conformidade no nível espacial relevante para decisões de manejo.

Para avaliar discrepâncias associadas à agregação no nível do projeto, a classe atribuída com base nas métricas agregadas foi comparada à distribuição das classes observadas nos polígonos. Definiu-se como falso positivo de conformidade (FP) a ocorrência de pelo menos um polígono em condição crítica dentro de projetos classificados como adequados. A severidade do mascaramento (SEV) foi quantificada como a proporção de polígonos críticos no projeto, calculada condicionalmente à ocorrência de FP. Adicionalmente, avaliou-se um critério operacional permissivo no qual projetos classificados como mínimo ou adequado foram considerados aprovados, nesse caso, FP e Severidade do Falso positivo Permissivo (SFP) foram definidos de forma análoga. Por fim, foram explorados critérios complementares baseados na distribuição dos resultados no nível do polígono, com o objetivo de reduzir a ocorrência de falsos positivos na validação de conformidade.

Análises estatísticas

Todas as análises foram realizadas no ambiente R (R Core Team, 2025). Para cada indicador e cenário etário, a discrepância entre a classificação agregada no nível do projeto e a condição observada no nível dos polígonos foi avaliada por meio de matrizes de confusão e pelo coeficiente kappa de Cohen ponderado (pesos quadráticos), apropriado para categorias ordinais (crítico < mínimo < adequado) (Cohen, 1960). Para tornar comparáveis as escalas, a condição dos polígonos dentro de cada projeto foi sintetizada por duas regras: (i) pior caso (worst), definida como a pior classe observada entre os polígonos do projeto, e (ii) classe dominante (mode), definida como a classe modal entre os polígonos.

A relação entre a classe atribuída ao projeto e a probabilidade de ocorrência de polígonos em condição crítica foi avaliada com modelos lineares generalizados mistos (GLMM) com distribuição binomial e link logit, considerando a condição crítica do polígono (0/1) como variável resposta, a classe do projeto como efeito fixo e o projeto como intercepto aleatório, incorporando a dependência entre polígonos (Bates *et al.*, 2015). Os resultados foram expressos como razões de chances (odds ratios) e intervalos de confiança de 95%.

O risco operacional de mascaramento foi sintetizado pelas métricas FP e SEV, bem como por suas variantes sob critério permissivo (FP e Severidade do falso positivo permissivo). A incerteza dessas métricas foi estimada por reamostragem (bootstrap) estratificada por projeto, com reamostragem com reposição de polígonos, gerando intervalos de confiança de 95% para a frequência de falsos positivos e para a severidade média condicional. A sensibilidade dos resultados ao critério etário foi avaliada comparando as métricas entre os cenários de referência de 5 e 10 anos.

Em situações com evidência de separação ou quase separação nos modelos binomiais, as estimativas foram interpretadas com cautela e reportadas apenas como indicação de associação, sem inferência robusta sobre magnitude de efeito.

Os scripts em R utilizados para processamento e análise dos dados, bem como os produtos intermediários (tabelas) e finais (figuras), serão disponibilizados em repositório público após a aceitação do manuscrito.

3.4 RESULTADOS

Foram avaliados 453 polígonos (539 parcelas) distribuídos em 12 projetos. No nível do polígono, os indicadores apresentaram ampla dispersão: a cobertura do solo por vegetação nativa variou de 0 a 100% (mediana = 40%; Q1–Q3 = 12–72%), a densidade de regenerantes variou de 0 a 14.500 indivíduos·ha⁻¹ (mediana = 200; Q1–Q3 = 0–700) e a riqueza de espécies regenerantes variou de 0 a 23 espécies (mediana = 1; Q1–Q3 = 0–3) (Tabela S6). A distribuição dos valores e a classificação dos polígonos sob os cenários etários de 5 e 10 anos são apresentadas nas Figuras 2 e 3.

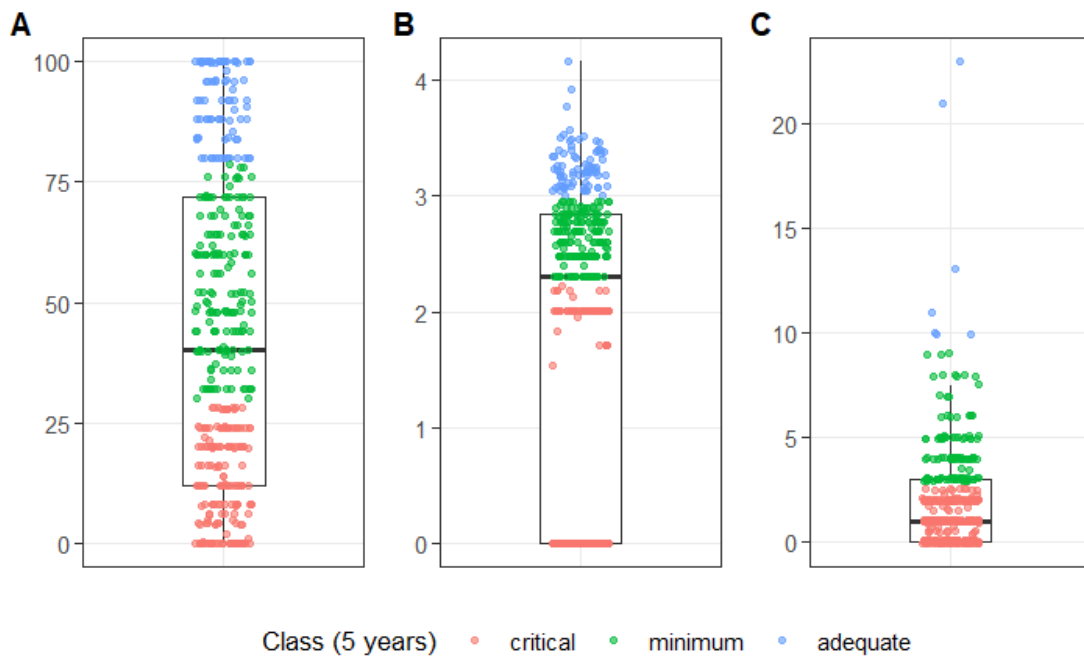


Figura 2. Distribuição, no nível do polígono ($n = 453$), dos indicadores legais de restauração sob o cenário etário de referência de 5 anos. (A) Cobertura do solo por vegetação nativa (%). (B) Densidade de regenerantes nativos expressa como $\log_{10}(\text{indivíduos} \cdot \text{ha}^{-1} + 1)$. (C) Riqueza de espécies regenerantes nativas (nº de espécies por polígono). Os pontos representam polígonos individuais e estão coloridos conforme a classe legal (crítico, mínimo, adequado) atribuída sob os limiares de 5 anos.

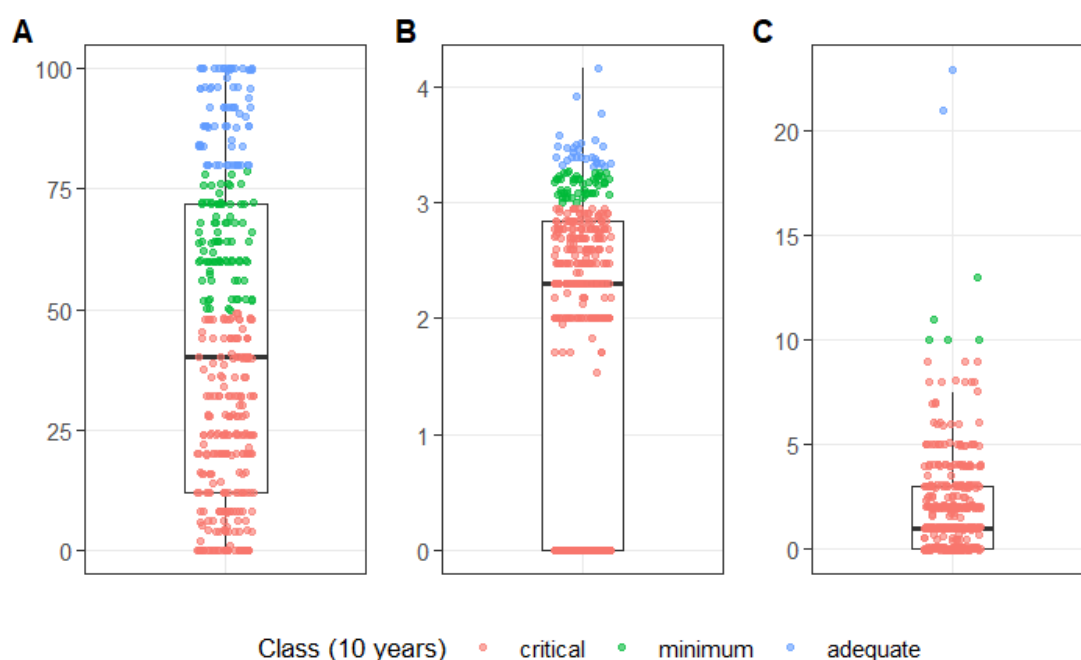


Figura 3. Distribuição, no nível do polígono ($n = 453$), dos indicadores legais de restauração sob o cenário etário de referência de 10 anos. (A) Cobertura do solo por vegetação nativa (%). (B) Densidade de regenerantes nativos expressa como $\log_{10}(\text{indivíduos} \cdot \text{ha}^{-1} + 1)$. (C) Riqueza de espécies regenerantes nativas (n° de espécies por polígono). Os pontos representam polígonos individuais e estão coloridos conforme a classe legal (crítico, mínimo, adequado) atribuída sob os limiares de 10 anos.

A proporção de polígonos classificados como críticos foi sensível ao cenário etário e variou entre indicadores. No cenário de 5 anos, 42,8% dos polígonos foram críticos para cobertura, 43,3% para densidade e 74,6% para riqueza; no cenário de 10 anos, esses valores aumentaram para 58,5%, 82,6% e 98,5%, respectivamente (Tabela 1; Figura 4).

Indicador	Cenário	Crítico	Mínimo	Adequado
Cobertura (%)	5 anos	194 (42,8%)	159 (35,1%)	100 (22,1%)
	10 anos	265 (58,5%)	88 (19,4%)	100 (22,1%)
Densidade (indivíduos·ha⁻¹)	5 anos	196 (43,3%)	178 (39,3%)	79 (17,4%)
	10 anos	374 (82,6%)	51 (11,3%)	28 (6,2%)
Riqueza (n° de espécies)	5 anos	338 (74,6%)	108 (23,8%)	7 (1,5%)
	10 anos	446 (98,5%)	5 (1,1%)	2 (0,4%)

Tabela 1. Distribuição dos polígonos entre classes legais de conformidade para indicadores de vegetação, aos 5 e 10 anos após a implantação da restauração. Para cada cenário (5 e 10 anos), os polígonos ($n = 453$) foram classificados como crítico, mínimo ou adequado com base nos limiares da Resolução SMA n° 32/2014 aplicados

no nível do polígono. A tabela apresenta, para cada indicador (cobertura, densidade e riqueza), o número de polígonos (n) e a proporção correspondente (%) em cada classe.

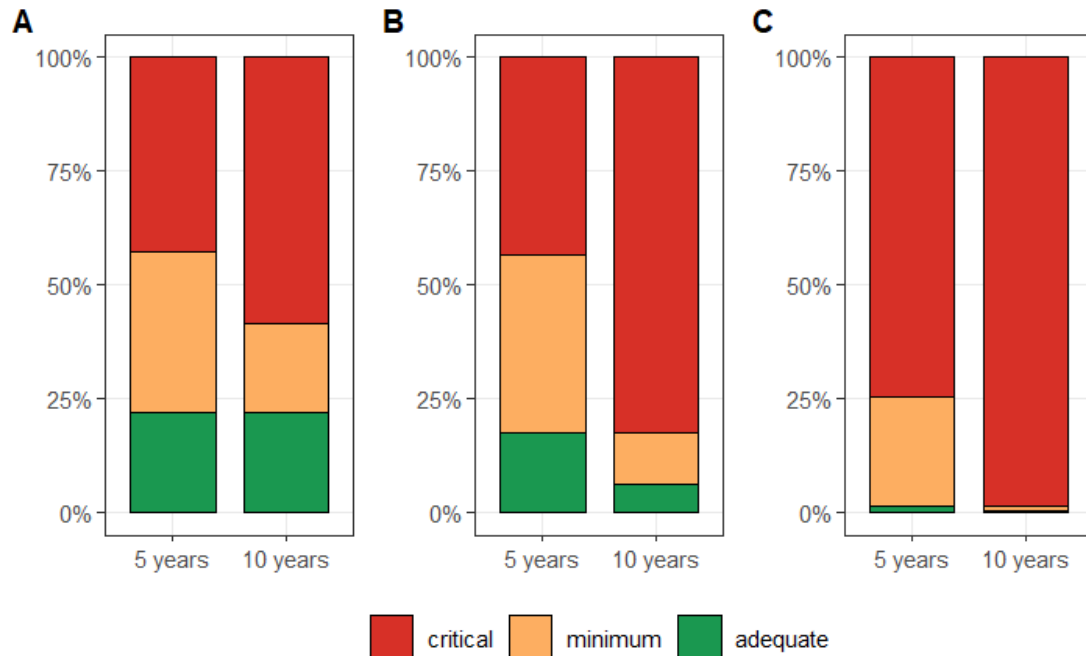


Figura 4. Proporção de polígonos classificados como *critical*, *minimum* e *adequate* de acordo com os limiares da Resolução SMA nº 32/2014, comparando os cenários etários de referência de 5 e 10 anos. Os painéis apresentam os resultados para (A) cobertura do solo por vegetação nativa, (B) densidade de regenerantes nativos e (C) riqueza de espécies regenerantes nativas (n = 453 polígonos).

No nível do projeto (n = 12), a agregação por médias (cobertura e densidade) e por lista única (riqueza) resultou em classes agregadas distintas do padrão observado no nível do polígono. No cenário de 5 anos, predominou “mínimo” para cobertura (11/12 projetos) e densidade (10/12), enquanto a riqueza foi majoritariamente classificada como “adequada” (11/12). No cenário de 10 anos, a classificação agregada tornou-se mais restritiva para cobertura (9/12 projetos críticos) e densidade (11/12 críticos), enquanto a riqueza permaneceu distribuída entre classes. (Tabela 2; Tabelas S7–S8)

Cenário 5 anos (menos conservador)			
Indicador	Crítico	Mínimo	Adequado
Cobertura	1 (8,3)	11 (91,7)	0 (0,0)
Densidade	1 (8,3)	10 (83,3)	1 (8,3)
Riqueza	0 (0,0)	1 (8,3)	11 (91,7)
Cenário 10 anos (mais conservador)			
Indicador	Crítico	Mínimo	Adequado
Cobertura	9 (75,0)	3 (25,0)	0 (0,0)
Densidade	11 (91,7)	1 (8,3)	0 (0,0)
Riqueza	1 (8,3)	4 (33,3)	7 (58,3)

Tabela 2. Distribuição dos projetos entre classes legais de conformidade para indicadores de vegetação, aos 5 e 10 anos. Os projetos (n = 12) foram classificados como crítico, mínimo ou adequado, aplicando-se os mesmos limiares legais utilizados no nível do polígono, porém a partir de métricas agregadas. A tabela apresenta, para cada indicador (cobertura, densidade e riqueza), o número de projetos (n) e a proporção correspondente (%) em cada classe.

A heterogeneidade dos polígonos dentro do projeto foi elevada para os três indicadores. Os coeficientes de variação por projeto variaram de 0,27 a 1,18 para cobertura, de 0,96 a 2,08 para densidade e de 0,79 a 1,45 para riqueza. (Tabela S10)

Ao comparar a classificação agregada do projeto com a condição observada no nível dos polígonos, foram frequentes falsos positivos sob o critério permissivo (projetos aprovados = mínimo + adequado contendo ≥ 1 polígono crítico). No cenário de 5 anos, 11/12 projetos apresentaram falso positivo para cobertura, 11/12 para densidade e 12/12 para riqueza. No cenário de 10 anos, a frequência de falsos positivos permissivos reduziu para cobertura (3/12) e densidade (1/12), mas permaneceu elevada para riqueza (11/12). (Tabela 3; Tabela S4)

CENÁRIO	INDICADOR	FPP (IC95%)	SFP (IC95%)
5 ANOS	Cobertura	0,917 (0,833–0,917)	0,369 (0,333–0,436)
5 ANOS	Densidade	0,917 (0,917–0,917)	0,405 (0,359–0,455)
5 ANOS	Riqueza	1,000 (1,000–1,000)	0,760 (0,718–0,800)
10 ANOS	Cobertura	0,250 (0,167–0,250)	0,328 (0,268–0,540)
10 ANOS	Densidade	0,083 (0,083–0,083)	0,600 (0,460–0,720)
10 ANOS	Riqueza	0,917 (0,917–0,917)	0,987 (0,977–0,996)

Tabela 3. Métricas globais de risco de mascaramento por agregação estimadas por bootstrap para os cenários de 5 e 10 anos. Para cada indicador (cobertura, densidade e riqueza) e cenário etário, a tabela reporta: (i) Falso positivo permissivo (FPP), definido como a proporção de projetos classificados como mínimo ou adequado que contêm pelo menos um polígono classificado como crítico para o mesmo indicador (falso “pass” permissivo); e (ii) Severidade do falso positivo permissivo (SFP), definido como a proporção de polígonos críticos dentro dos projetos em falso “pass” permissivo para o indicador correspondente. Para cada métrica, são apresentados a estimativa pontual e o intervalo de confiança de 95% (IC95%) obtidos por reamostragem bootstrap.

As estimativas globais por bootstrap indicaram, no cenário de 5 anos, Falso positivo permissivo (FPP) = 0,917 para cobertura e densidade e 1,0 para riqueza; as severidades condicionais (SFP) foram 0,369 (cobertura), 0,405 (densidade) e 0,760 (riqueza). No cenário de 10 anos, FPP foi 0,25 para cobertura, 0,083 para densidade e 0,917 para riqueza; Severidade do falso positivo permissivo foi 0,328 (cobertura), 0,600 (densidade) e 0,987 (riqueza). (Tabela 3; Figura S1)

Análises estatísticas

A concordância entre a classe atribuída no nível do projeto e a classe sintetizada no nível dos polígonos foi dependente da regra de síntese. Sob a regra “worst”, houve ausência de variação na classificação dos polígonos entre Projetos em múltiplos cenários/indicadores, resultando em kappa degenerado ($\kappa = 0$). Sob a regra “mode”, no cenário de 5 anos a concordância foi baixa para cobertura ($\kappa = 0,048$; $p = 0,661$) e riqueza ($\kappa = 0,004$; $p = 0,753$), e moderada/tendente para densidade ($\kappa = 0,407$; $p = 0,0645$). No cenário de 10 anos, observou-se concordância moderada para cobertura ($\kappa = 0,50$; $p = 0,0704$), enquanto densidade e riqueza apresentaram novamente κ degenerado ($\kappa = 0$) sob a regra mode, devido à ausência de variação na classe sintetizada dos polígonos entre PROJETOS. (Tabela S1).

INDICA- DOR	CENÁRI O	K (MODE)	P (K)	OR (EMP. CRÍ- TICO VS ADE- QUADO)	IC95 %	P (OR)	OB- SERVAÇÃ O
COBER- TURA	5 anos	0,048	0,661	3,63	1,22– 10,8	0,0209	—
DEN- SIDADE	5 anos	0,407	0,064 5	5,89	1,91– 18,2	0,0020 4	—
RIQUEZ A	5 anos	0,004	0,753	—	—	—	Não estimá- vel: não houve PRO- JETOs “crí- ticos” para riqueza em 5 anos
COBER- TURA	10 anos	0,50	0,070 4	2,52	1,41– 4,52	0,0019 2	—
DEN- SIDADE	10 anos	0	—	4,33	1,34– 14,0	0,0145	κ degene- rado (sem variação na classe sinte- tizada dos polígonos)
RIQUEZ A	10 anos	0	—	—	—	—	κ degene- rado e GLMM ins- tável por se- para- ção/quase- separação

Tabela 4. Concordância e associação entre classificações no nível do polígono e do projeto para indicadores de vegetação aos 5 e 10 anos. Para cada indicador (cobertura, densidade e riqueza) e cenário (5 e 10 anos), a tabela apresenta: (i) o coeficiente kappa ponderado de Cohen (κ) quantificando a concordância além do acaso entre as classes atribuídas no nível do projeto e a classe sintetizada a partir dos polígonos sob a regra de agregação mode; e (ii) os resultados de modelos lineares generalizados mistos (GLMM) que estimam a chance de um polígono estar em condição crítica em função da classe atribuída ao projeto, reportados como razões de chance (odds ratios; OR) com IC95% e valores de p. Os resultados de κ derivam de matrizes de confusão construídas para cada indicador e cenário (ver Tabela S1), e os resultados de GLMM correspondem ao resumo dos modelos (ver Tabela S3).

Os modelos mistos (GLMM) indicaram que, para cobertura e densidade, a probabilidade de um polígono estar em condição crítica variou com a classe do projeto. No cenário de 5 anos, projetos classificados como críticos apresentaram maior chance de conter polígonos críticos para cobertura (OR = 3,63; IC95% 1,22–10,8; $p = 0,0209$) e densidade (OR = 5,89; IC95% 1,91–18,2; $p = 0,00204$). No cenário de 10 anos, o efeito permaneceu para cobertura (OR = 2,52; IC95% 1,41–4,52; $p = 0,00192$) e densidade (OR = 4,33; IC95% 1,34–14,0; $p = 0,0145$). Para riqueza, o efeito não foi estimável no cenário de 5 anos devido à ausência da categoria “crítico” no nível do projeto e, no cenário de 10 anos, observou-se instabilidade compatível com separação/quase-separação (Tabela S3).

A análise de sensibilidade ao critério etário mostrou redução de Falso positivo permissivo ao adotar 10 anos, sobretudo para cobertura ($\Delta = -0,667$) e densidade ($\Delta = -0,833$), com redução menor para riqueza ($\Delta = -0,083$). Em contraste, Severidade do falso positivo permissivo reduziu levemente para cobertura ($\Delta = -0,041$), mas aumentou para densidade ($\Delta = +0,195$) e riqueza ($\Delta = +0,227$) (Tabela S5; Figura S1).

3.5 DISCUSSÃO

Heterogeneidade intra-projeto e risco de aprovação por agregação

A heterogeneidade dentro do projeto é esperada, mas pode se tornar um problema quando a decisão de conformidade é tomada apenas na escala agregada, pois o projeto pode ser aprovado mesmo com polígonos em condição crítica. Nosso estudo demonstrou que a classificação agregada no nível do projeto mascarou a variação observada no nível dos polígonos e levou a interpretações mais permissivas da condição da restauração.

Isso se refletiu na alta frequência de falsos positivos sob o critério permissivo, em que projetos classificados como mínimo ou adequado ainda continham pelo menos um polígono crítico. Na prática, o resultado agregado não garante ausência de falhas localizadas e pode reduzir a capacidade do monitoramento de identificar onde estão os pontos de maior problema.

Quando o projeto é representado por um único valor ou classe, diferenças importantes entre os polígonos podem ficar ocultas na síntese e o resultado agregado pode permanecer dentro dos limiares legais mesmo na presença de polígonos críticos. Esse cenário é mais provável em projetos extensos, nos quais variações de histórico de uso, condições de solo, distúrbios e eficiência de manutenção geram desempenho muito desigual entre polígonos (Li *et*

al., 2005). Sob o critério permissivo, que considera mínimo e adequado como aprovação, essa heterogeneidade interna aumenta a chance de falsos positivos.

No cenário de 10 anos, a redução do falso positivo permissivo (FPP) para cobertura e densidade é compatível com o avanço esperado do recobrimento do solo e do recrutamento ao longo do tempo, reduzindo a ocorrência de polígonos críticos nesses indicadores. Em contraste, a persistência de FPP elevado para riqueza sugere que esse indicador permanece mais restritivo no horizonte analisado, de modo que projetos podem ser aprovados enquanto a condição crítica persiste em parte dos polígonos. A severidade do falso positivo permissivo (SFP) também pode aumentar mesmo quando a frequência de falsos positivos cai, porque os poucos projetos que permanecem em falso positivo podem concentrar maior proporção de polígonos críticos.

Nossos resultados reforçam a importância do monitoramento não se limitar ao resultado agregado, mas incorporar critérios que ajudem a detectar sinais precoces de risco e orientar correções enquanto a recuperação ainda está em andamento. Uma forma de tornar essa decisão mais consistente é organizar a avaliação dentro de um enquadramento que explicita estados, transições e indicadores que antecipem desvios de trajetória, com critérios de referência e mecanismos claros de auditoria, de modo a apoiar decisões em diferentes escalas espaciais e reduzir incerteza na interpretação (Luxton *et al.*, 2025).

Olhar apenas o resultado geral do monitoramento pela resolução SMA 32 de 2014 pode esconder problemas que continuam existindo em partes da área, por isso avaliações agregadas nem sempre garantem que a condição esteja boa de forma consistente em todo o território. Uma forma simples de evitar isso é criar uma regra de segurança na qual o projeto só deve ser liberado se não houver polígonos em condição crítica, ou se esses polígonos críticos forem tão poucos que fiquem abaixo de um limite definido.

Quando a quantidade ou a área de polígonos críticos passar desse limite, o projeto pode ser aceito de forma condicionada, com a obrigação de corrigir esses pontos e passar por nova verificação. Assim, o órgão continua usando a avaliação geral para resumir e acompanhar os projetos, mas reduz o risco de liberar um projeto que ainda tem falhas importantes concentradas em algumas áreas.

Algumas limitações devem ser levadas em consideração já que as áreas analisadas pertencem a um contexto específico de restauração em Floresta Estacional Semidecidual e em paisagem sob matriz agropecuária, com particularidades de histórico de uso, manejo e pressão de distúrbio que podem influenciar a heterogeneidade interna. Além disso, embora os cenários

de 5 e 10 anos representem marcos legais de avaliação, o monitoramento de campo ocorreu em um período específico e pode refletir trajetórias locais de manutenção e estabelecimento.

No cenário de 10 anos, o modelo para riqueza ficou instável porque quase todos os projetos caíram na mesma classe, ou porque as classes ficaram muito desequilibradas entre si. Quando isso acontece, o modelo perde capacidade de separar bem os grupos e as estimativas ficam pouco confiáveis. Por isso, os resultados para riqueza nesse cenário devem ser interpretados com cautela.

Em termos práticos, nossos resultados indicam que a densidade tende a ser um indicador mais estável para comparar as escalas e identificar quando a avaliação do projeto está escondendo problemas em parte dos polígonos. Já a riqueza funciona melhor como um indicador complementar: ela ajuda a qualificar a trajetória ecológica, mas pode ficar mais difícil de interpretar quando as classes do projeto ficam muito desequilibradas e o modelo perde estabilidade. Consideradas em conjunto, a combinação de indicadores com uma regra de segurança baseada nos polígonos críticos reduz o risco de mascaramento por agregação e melhora a capacidade do monitoramento de apontar onde a correção é necessária dentro do projeto.

Ao mesmo tempo, é importante evitar que a avaliação se reduza a um procedimento formal de conformidade, em que o foco se desloca do resultado ecológico para o simples cumprimento de um checklist. A literatura sobre padrões em restauração alerta que, quando regras e métricas são aplicadas sem conexão explícita com princípios e sem espaço para interpretação técnica auditável, cresce o risco de decisões pouco informativas e de incentivos inadequados para a qualidade da restauração, especialmente em contextos regulatórios (Higgs *et al.*, 2018).

A Resolução SMA nº 32/2014 foi desenhada para ser aplicável em campo e, por isso, admite níveis de identificação compatíveis com o monitoramento, incluindo o uso de morfotipos quando a identificação taxonômica completa não é viável. O problema não é usar morfotipos é garantir padrões mínimos de qualidade, rastreabilidade e validação para que o dado produzido seja consistente e confiável.

Isso é ainda mais importante porque já existe um amplo repertório de indicadores e protocolos para avaliar integridade ecológica e recuperação, combinando composição, estrutura e função com potencial de aplicação operacional e auditorável, nesse contexto, salvaguardas simples e baseadas em resultado ajudam a evitar decisões permissivas, como a liberação de

projetos que ainda mantêm polígonos críticos, sem reduzir a capacidade real de diagnóstico do monitoramento (Aronson *et al.*, 2011; Chazdon *et al.*, 2015; Foster & Bell-James, 2024; Rosenfield *et al.*, 2023; Giles *et al.*, 2024; Santoro *et al.*, 2025; Piña-Rodrigues *et al.*, 2015; Galetti *et al.*, 2018; Francisco *et al.*, 2022).

Implicações regulatórias e aprimoramento de critérios de monitoramento

Demonstramos que uma avaliação agregada no nível do projeto pode gerar conformidade aparente, isto é, liberar o compromisso mesmo na presença de polígonos em condição crítica. Isso é especialmente relevante em restauração compulsória, em que a norma define critérios para atestar conclusão e encerrar obrigações. A literatura sobre regulação em restauração reconhece que normas aumentam previsibilidade, mas podem também criar efeitos indesejados quando o desenho da regra não é sensível à variabilidade ecológica e ao contexto local, ou quando padrões de desempenho se tornam excessivamente formais e pouco informativos sobre a qualidade ecológica (Aronson *et al.*, 2011; Durigan *et al.*, 2010; Higgs *et al.*, 2018; Foster & Bell-James, 2024).

Já que a presença de polígonos críticos em projetos aprovados não deve ser interpretada como falha moral de implementação, mas como vulnerabilidade do desenho do critério. Um ajuste eficiente é reforçar a lógica de monitoramento finalístico e auditável e incorporar salvaguardas simples na regra de atesto, preservando os indicadores já consolidados. Na prática, o projeto poderia ser liberado apenas se não houver polígonos críticos, ou se a proporção ou área crítica ficar abaixo de um limiar definido; acima desse limiar, a liberação pode ser condicionada à correção local e reavaliação direcionada (INEA, 2017).

Uma segunda linha de aprimoramento é usar um conjunto enxuto de indicadores complementares de integridade ecológica como salvaguardas de trajetória, sem substituir os indicadores legais. A ideia é reduzir o risco de encerrar o compromisso quando processos-chave ainda indicam baixa convergência para condições desejáveis. Evidências recentes mostram que indicadores simples podem ser calibrados com valores de referência para balizar sucesso de regeneração, e que métricas estruturais obtidas por lidar e fotogrametria podem apoiar diagnósticos em escala maior, complementando inventários tradicionais e ajudando a localizar risco dentro de projetos extensos (Giles *et al.*, 2024; Santoro *et al.*, 2025; Rosenfield *et al.*, 2023).

A discussão internacional sobre ampliação da restauração reforça que instrumentos legais mais efetivos tendem a combinar objetivos claros e critérios auditáveis com flexibilidade de implementação e mecanismos de atualização, evitando que a avaliação se reduza a um procedimento formal de conformidade (Foster & Bell-James, 2024; Chazdon *et al.*, 2015).

Critérios de liberação baseados na presença de polígonos críticos tornam a decisão regulatória mais consistente e ajudam a alinhar o atesto à variação real observada no território, direcionando ações corretivas para os pontos que de fato precisam de intervenção. Essa lógica é consistente com a visão de que o monitoramento deve apoiar a gestão adaptativa em restauração, com métricas capazes de orientar ajustes no tempo e no espaço, especialmente quando a escala do projeto supera a capacidade de diagnóstico apenas por levantamentos pontuais (Camarretta *et al.*, 2019). Além disso, a adoção de indicadores precoces organizados em um quadro de estados e transições favorece decisões mais transparentes e auditáveis, ao explicitar desvios de trajetória e gatilhos para intervenção antes que falhas se consolidem (Luxton *et al.*, 2025).

3.6 CONCLUSÃO

A aplicação do modelo de avaliação da Resolução SMA nº 32/2014 em nível de projeto mostrou-se sensível à regra de agregação adotada, podendo falhar na representação da condição ecológica dos polígonos quando existe heterogeneidade intraprojeto. A síntese baseada no "pior caso" reduz a variabilidade dos dados e compromete a capacidade discriminatória entre projetos, enquanto abordagens permissivas, fundamentadas em médias ou medidas de tendência central, aumentam a probabilidade de falsos positivos de conformidade, permitindo a aprovação de projetos que ainda apresentam polígonos críticos. Esse risco mostrou-se elevado no cenário de cinco anos para os indicadores de cobertura e densidade ($\approx 70\text{--}75\%$) e máximo para riqueza de espécies ($\approx 100\%$). No cenário de dez anos, o risco foi substancialmente reduzido para cobertura e densidade ($\approx 9\text{--}11\%$), porém permaneceu muito elevado para riqueza ($\approx 98\%$), indicando que esse indicador continua suscetível ao mascaramento de áreas críticas, mesmo em estágios mais avançados da restauração.

Entre os indicadores avaliados, a densidade de indivíduos apresentou o desempenho mais consistente e robusto para subsidiar decisões de conformidade, enquanto a cobertura vegetal mostrou-se informativa, porém mais sensível ao método de agregação empregado. Por

sua vez, a riqueza de espécies foi o indicador menos robusto para fundamentar decisões isoladas. Esses resultados evidenciam que decisões regulatórias baseadas exclusivamente em métricas agregadas podem não refletir adequadamente a condição ecológica dos projetos, sendo recomendável sua complementação por critérios que impeçam o mascaramento de polígonos críticos, considerando sua representatividade espacial.

Diante desse cenário, recomenda-se que a avaliação da conformidade deixe de se apoiar exclusivamente na média dos indicadores em nível de projeto, incorporando salvaguardas operacionais que impeçam a aprovação de empreendimentos que apresentem polígonos críticos acima de um limite previamente estabelecido. Também se mostra necessária a padronização e explicitação das regras de agregação dos indicadores nos protocolos de monitoramento, de modo a assegurar maior rastreabilidade, transparência e uniformidade nas decisões técnicas.

Adicionalmente, recomenda-se priorizar a densidade de indivíduos como indicador central para subsidiar a tomada de decisão, utilizando a riqueza de espécies como indicador complementar. A adoção de procedimentos de triagem baseados na heterogeneidade espacial dos projetos também pode aumentar a efetividade do monitoramento, direcionando vistorias e medidas corretivas aos polígonos com desempenho insatisfatório, em vez de considerar apenas o resultado médio do empreendimento. Por fim, os resultados reforçam a necessidade de incorporar indicadores mais robustos e sensíveis à variabilidade espacial, capazes de representar de forma mais fiel a heterogeneidade dos projetos de restauração ecológica e, consequentemente, aprimorar a confiabilidade das avaliações de conformidade e a efetividade dos processos de licenciamento e monitoramento ambiental.

REFERÊNCIAS

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP (APG IV). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, Londres, v. 181, n. 1, p. 1–20, 2016.

AFFINITO, Flavio *et al.* Assessing coverage of the monitoring framework of the Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework and opportunities to fill gaps. **Nature Ecology & Evolution**, v. 9, p. 1280–1294, 2025. DOI: 10.1038/s41559-025-02718-3. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-025-02718-3>. Acesso em: 19 fev. 2026.

ARONSON, James *et al.* What role should government regulation play in ecological restoration? Ongoing debate in São Paulo State, Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 6, p.

690–695, 2011. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2011.00815.x. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00815.x>. Acesso em: 19 fev. 2026.

BATES, Douglas; MÄCHLER, Martin; BOLKER, Ben; WALKER, Steve. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1–48, 2015.

BRANCALION, Pedro H. S.; VIANI, Ricardo A. G.; CALMON, Miguel; CARRASCOSA, Helena; RODRIGUES, Ricardo R. How to organize a large-scale ecological restoration program? The framework developed by the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 32, n. 7, p. 728–744, 2013. DOI: 10.1080/10549811.2013.817339.

BRASIL. Flora e Funga do Brasil. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2025. Disponível em: [<https://floradobrasil.jbrj.gov.br/consulta/#CondicaoTaxonCP>]. Acesso em: 19 fev. 2026.

BUSTAMANTE, M. M. C. *et al.* Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, [s. l.], v. 24, p. 1249–1270, 2019.

CAMARRETTA, Nicolò *et al.* Monitoring forest structure to guide adaptive management of forest restoration: a review of remote sensing approaches. **New Forests**, 2019. DOI: 10.1007/s11056-019-09754-5.

CHAZDON, Robin L. *et al.* A policy-driven knowledge agenda for global forest and landscape restoration. **Conservation Letters**, v. 10, n. 1, p. 125–132, 2017. DOI: 10.1111/conl.12220. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/conl.12220>. Acesso em: 19 fev. 2026.

COHEN, Jacob. A coefficient of agreement for nominal scales. **Educational and Psychological Measurement**, v. 20, n. 1, p. 37–46, 1960.

DURIGAN, Giselda *et al.* Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 34, n. 3, p. 471–485, 2010.

FOSTER, Rebecca; BELL-JAMES, Justine. Legal barriers and enablers to upscaling ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 32, n. 7, e14203, 2024. DOI: 10.1111/rec.14203. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.14203>. Acesso em: 19 fev. 2026.

FRANCISCO, Bruno Santos *et al.* Plantio em faixas: uma nova técnica sob a análise multicriterial da funcionalidade ecológica. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (RBCIAMB)**, v. 57, n. 1, p. 1–11, 2022. DOI: 10.5327/Z2176-94781028.

FRATERRIGO, Jennifer M.; TURNER, Monica G.; PEARSON, Scott M. Interactions between past land use, life-history traits and understory spatial heterogeneity. **Landscape Ecology**, v. 21, p. 777–790, 2006. DOI: 10.1007/s10980-005-5955-z.

GALETTI, Gustavo *et al.* Análise multicriterial da estabilidade ecológica em três modelos de restauração florestal. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (RBCIAMB)**, n. 48, p. 142–157, 2018. DOI: 10.5327/Z2176-947820180301.

GILES, André L. *et al.* Simple ecological indicators benchmark regeneration success of Amazonian forests. **Communications Earth & Environment**, v. 5, art. 780, 2024. DOI: 10.1038/s43247-024-01949-9. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01949-9>. Acesso em: 19 fev. 2026.

GUERRA, Angélica *et al.* Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, 117802, 2020. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.117802.

HIGGS, Eric *et al.* On principles and standards in ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 3, p. 399–403, 2018. DOI: 10.1111/rec.12691. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.12691>. Acesso em: 19 fev. 2026.

INSTITUTO ÁGUA E TERRA (Paraná). **Portaria n.º 170, de 01 de junho de 2020**. Estabelece procedimentos para elaboração, análise, aprovação e acompanhamento da execução de Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas ou Alteradas – PRAD. Curitiba: IAT, 2020. Disponível em: https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-09/portaria_170-2020_com_anexos.pdf. Acesso em: 19 fev. 2026.

LI, Xinrong. Influence of variation of soil spatial heterogeneity on vegetation restoration. **Science in China Series D: Earth Sciences**, v. 48, p. 2020–2031, 2005. DOI: 10.1360/04yd0139. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1360/04yd0139>. Acesso em: 19 fev. 2026.

LUXTON, Sarah J. *et al.* State-and-transition models as a contextual framework for leading indicators of restoration trajectories. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 16, n. 10, p. 2517–2530, 2025. DOI: 10.1111/2041-210X.70164. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.70164>. Acesso em: 19 fev. 2026.

PIÑA-RODRIGUES, Fátima C. M. *et al.* **Protocolo de monitoramento da funcionalidade ecológica de áreas de restauração**. Relatório técnico. Sorocaba: Universidade Federal de São Carlos, 2015. DOI: 10.13140/RG.2.1.2324.1681.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2025.

RIO DE JANEIRO (Estado). Instituto Estadual do Ambiente (INEA). **Resolução INEA nº 143, de 14 de junho de 2017**. Institui o Sistema Estadual de Monitoramento e Avaliação da Restauração Florestal (SEMAR) e estabelece orientações, diretrizes e critérios sobre elaboração, execução e monitoramento de projetos de restauração florestal no Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: INEA, 2017. Disponível em: <https://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2019/01/RESOLU%C3%87%C3%83O-INEA-N%C2%BA-143.pdf>. Acesso em: 19 fev. 2026.

ROSENFELD, Milena F. *et al.* Ecological integrity of tropical secondary forests: concepts and indicators. **Biological Reviews**, v. 98, p. 662–676, 2023. DOI: 10.1111/brv.12924.

SANTORO, Giulio B. *et al.* Monitoring the structure of restored forests and assessing aboveground carbon density through canopy metrics derived from digital aerial photogrammetry and LiDAR. **Restoration Ecology**, e70077, 2025. DOI: 10.1111/rec.70077.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Resolução SMA nº 32, de 03 de abril de 2014**. Estabelece 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, 2014. Disponível em: <https://semil.sp.gov.br/legislacao/2022/07/resolucao-sma-032-14/>. Acesso em: 19 fev. 2026.

SÃO PAULO (Estado). Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais (CBRN). **Portaria CBRN nº 01, de 2015**. Estabelece o protocolo de monitoramento de projetos de restauração ecológica no Estado de São Paulo. São Paulo, 2015. Disponível em: [https://semil.sp.gov.br/sma/sare/]. Acesso em: 19 fev. 2026.

WILLIAMS, B. A. *et al.* Global potential for natural regeneration in deforested tropical regions. **Nature**, v. 636, p. 131–137, 2024. DOI: 10.1038/s41586-024-08106-4. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41586-024-08106-4>. Acesso em: 19 fev. 2026.

Material Suplementar

sce- nario	indi- cator	agg_met hod	weigh ts	n_pa irs	uniq_e mp	uniq_ pol	irr_kappa	irr_p	psych_ka ppa	psych _se	psych_c i_lo	psych_c i_hi
5	cober- tura	Worst	quad- ratic	12	2	1	0	NA	NA	NA	NA	NA
5	den- sidade	Worst	quad- ratic	12	3	1	0	1	NA	NA	NA	NA
5	riquez a	Worst	quad- ratic	12	2	1	0	NA	NA	NA	NA	NA
5	cober- tura	Mode	quad- ratic	12	2	3	0.04761904761 90474	0.66083294330 972	NA	NA	NA	NA
5	den- sidade	Mode	quad- ratic	12	3	3	0.40740740740 7408	0.06454887734 28191	NA	NA	NA	NA
5	riquez a	Mode	quad- ratic	12	2	2	0.00395256916 996048	0.75282366489 6205	NA	NA	NA	NA
10	cober- tura	Worst	quad- ratic	12	2	1	0	NA	NA	NA	NA	NA
10	den- sidade	Worst	quad- ratic	12	2	1	0	NA	NA	NA	NA	NA

10	riqueza	Worst	quadratic	12	3	1		0		1	NA	NA	NA	NA
10	cobertura	Mode	quadratic	12	2	2	0.5		0.07044042927 20855	NA	NA	NA	NA	NA
10	densidade	mode	quadratic	12	2	1		0	NA	NA	NA	NA	NA	NA
10	riqueza	mode	quadratic	12	3	1		0		1	NA	NA	NA	NA

Tabela S1. Concordância entre as classes atribuídas no nível do empreendimento e as classes sintetizadas a partir dos polígonos, estimada por kappa ponderado de Cohen para diferentes regras de agregação. A coluna 1 (*scenario*) indica o cenário etário (5 ou 10 anos). A coluna 2 (*indicator*) identifica o indicador avaliado (cobertura, densidade ou riqueza). A coluna 3 (*agg_method*) especifica a regra usada para sintetizar a classe no nível do empreendimento a partir dos polígonos (por exemplo, worst e mode, conforme definido nos Métodos). A coluna 4 (*weights*) indica o esquema de ponderação usado no cálculo do kappa (pesos quadráticos). A coluna 5 (*n_pairs*) reporta o número de pares empreendimento–classe utilizados no cálculo ($n = 12$). As colunas 6 e 7 (*uniq_emp* e *uniq_pol*) indicam o número de classes distintas observadas no nível do empreendimento e no nível sintetizado dos polígonos, respectivamente, e são usadas como diagnóstico de casos degenerados. As colunas 8 e 9 (*irr_kappa* e *irr_p*) reportam a estimativa de κ e seu p-valor calculados via implementação *irr*. As colunas 10 a 13 (*psych_kappa*, *psych_se*, *psych_ci_lo* e *psych_ci_hi*) reportam, quando disponíveis, a estimativa de κ , erro-padrão e intervalo de confiança pela implementação *psych*. Valores ausentes (NA) indicam que o estimador não foi calculado ou não é informativo para aquela combinação, tipicamente devido à ausência de variação em uma das escalas.

scenario	agg_method	indicator	class_PROJETO	class_pol	n
5	worst	cobertura	critico	critico	1
5	worst	cobertura	minimo	critico	11
5	worst	cobertura	adequado	critico	0
5	worst	cobertura	critico	minimo	0
5	worst	cobertura	minimo	minimo	0
5	worst	cobertura	adequado	minimo	0
5	worst	cobertura	critico	adequado	0
5	worst	cobertura	minimo	adequado	0
5	worst	cobertura	adequado	adequado	0
5	worst	densidade	critico	critico	1
5	worst	densidade	minimo	critico	10
5	worst	densidade	adequado	critico	1
5	worst	densidade	critico	minimo	0
5	worst	densidade	minimo	minimo	0
5	worst	densidade	adequado	minimo	0
5	worst	densidade	critico	adequado	0
5	worst	densidade	minimo	adequado	0
5	worst	densidade	adequado	adequado	0
5	worst	riqueza	critico	critico	0
5	worst	riqueza	minimo	critico	1
5	worst	riqueza	adequado	critico	11
5	worst	riqueza	critico	minimo	0
5	worst	riqueza	minimo	minimo	0
5	worst	riqueza	adequado	minimo	0
5	worst	riqueza	critico	adequado	0
5	worst	riqueza	minimo	adequado	0
5	worst	riqueza	adequado	adequado	0
5	mode	cobertura	critico	critico	1

5	mode	cobertura	minimo	critico	6
5	mode	cobertura	adequado	critico	0
5	mode	cobertura	critico	minimo	0
5	mode	cobertura	minimo	minimo	4
5	mode	cobertura	adequado	minimo	0
5	mode	cobertura	critico	adequado	0
5	mode	cobertura	minimo	adequado	1
5	mode	cobertura	adequado	adequado	0
5	mode	densidade	critico	critico	1
5	mode	densidade	minimo	critico	4
5	mode	densidade	adequado	critico	0
5	mode	densidade	critico	minimo	0
5	mode	densidade	minimo	minimo	5
5	mode	densidade	adequado	minimo	0
5	mode	densidade	critico	adequado	0
5	mode	densidade	minimo	adequado	1
5	mode	densidade	adequado	adequado	1
5	mode	riqueza	critico	critico	0
5	mode	riqueza	minimo	critico	1
5	mode	riqueza	adequado	critico	10
5	mode	riqueza	critico	minimo	0
5	mode	riqueza	minimo	minimo	0
5	mode	riqueza	adequado	minimo	1
5	mode	riqueza	critico	adequado	0
5	mode	riqueza	minimo	adequado	0
5	mode	riqueza	adequado	adequado	0
10	worst	cobertura	critico	critico	9
10	worst	cobertura	minimo	critico	3
10	worst	cobertura	adequado	critico	0

10	worst	cobertura	critico	minimo	0
10	worst	cobertura	minimo	minimo	0
10	worst	cobertura	adequado	minimo	0
10	worst	cobertura	critico	adequado	0
10	worst	cobertura	minimo	adequado	0
10	worst	cobertura	adequado	adequado	0
10	worst	densidade	critico	critico	11
10	worst	densidade	minimo	critico	1
10	worst	densidade	adequado	critico	0
10	worst	densidade	critico	minimo	0
10	worst	densidade	minimo	minimo	0
10	worst	densidade	adequado	minimo	0
10	worst	densidade	critico	adequado	0
10	worst	densidade	minimo	adequado	0
10	worst	densidade	adequado	adequado	0
10	worst	riqueza	critico	critico	1
10	worst	riqueza	minimo	critico	4
10	worst	riqueza	adequado	critico	7
10	worst	riqueza	critico	minimo	0
10	worst	riqueza	minimo	minimo	0
10	worst	riqueza	adequado	minimo	0
10	worst	riqueza	critico	adequado	0
10	worst	riqueza	minimo	adequado	0
10	worst	riqueza	adequado	adequado	0
10	mode	cobertura	critico	critico	9
10	mode	cobertura	minimo	critico	2
10	mode	cobertura	adequado	critico	0
10	mode	cobertura	critico	minimo	0
10	mode	cobertura	minimo	minimo	0

10	mode	cobertura	adequado	minimo	0
10	mode	cobertura	critico	adequado	0
10	mode	cobertura	minimo	adequado	1
10	mode	cobertura	adequado	adequado	0
10	mode	densidade	critico	critico	11
10	mode	densidade	minimo	critico	1
10	mode	densidade	adequado	critico	0
10	mode	densidade	critico	minimo	0
10	mode	densidade	minimo	minimo	0
10	mode	densidade	adequado	minimo	0
10	mode	densidade	critico	adequado	0
10	mode	densidade	minimo	adequado	0
10	mode	densidade	adequado	adequado	0
10	mode	riqueza	critico	critico	1
10	mode	riqueza	minimo	critico	4
10	mode	riqueza	adequado	critico	7
10	mode	riqueza	critico	minimo	0
10	mode	riqueza	minimo	minimo	0
10	mode	riqueza	adequado	minimo	0
10	mode	riqueza	critico	adequado	0
10	mode	riqueza	minimo	adequado	0
10	mode	riqueza	adequado	adequado	0

Tabela S2. Matrizes de confusão entre classes atribuídas no nível do empreendimento e classes sintetizadas a partir dos polígonos, por indicador, cenário etário e regra de agregação. A coluna 1 (*scenario*) indica o cenário (5 ou 10 anos). A coluna 2 (*agg_method*) especifica a regra de agregação usada para sintetizar a classe dos polígonos no nível do empreendimento (por exemplo, worst e mode, conforme definido nos Métodos). A coluna 3 (*indicator*) identifica o indicador (cobertura, densidade ou riqueza). As colunas 4 e 5 (*class_projeto* e *class_pol*) registram, respectivamente, a classe no nível do empreendimento e a classe sintetizada a partir dos polígonos, nas categorias crítico, mínimo e adequado. A coluna 6 (*n*) reporta o número de projetos em cada combinação de classes, compondo a matriz de confusão em formato longo (tidy) para cada indicador, cenário e método de agregação.

sce- nario	indica- tor	term	esti- mate	std.er- ror	statis- tic	p.value	OR	CI_low	CI_high	LRT_chi sq	LRT_ p	flag_separa- tion	not e
5	cober- tura	(Inter- cept)	-0,482	0,17	-2,831	4.64e- 03	6.18e- 01	4.42e- 01	8.62e- 01	4,375	3.65e- 02	FALSE	
5	cober- tura	xcritico	1,289	0,558	2,31	2.09e- 02	3.63e+ 00	1.22e+ 00	1.08e+ 01	4,375	3.65e- 02	FALSE	
5	den- sidade	(Inter- cept)	-0,852	0,354	-2,409	1.60e- 02	4.27e- 01	2.13e- 01	8.53e- 01	7,839	1.98e- 02	FALSE	
5	den- sidade	xmin- imo	0,556	0,373	1,49	1.36e- 01	1.74e+ 00	8.39e- 01	3.62e+ 00	7,839	1.98e- 02	FALSE	
5	den- sidade	xcritico	1,773	0,575	3,085	2.04e- 03	5.89e+ 00	1.91e+ 00	1.82e+ 01	7,839	1.98e- 02	FALSE	
5	riqueza	(Inter- cept)	1,267	0,269	4,715	2.41e- 06	3.55e+ 00	2.10e+ 00	6.01e+ 00	0,002	9.61e- 01	FALSE	
5	riqueza	xmin- imo	0,045	0,914	0,05	9.60e- 01	1.05e+ 00	1.75e- 01	6.28e+ 00	0,002	9.61e- 01	FALSE	
10	cober- tura	(Inter- cept)	-0,405	0,267	-1,518	1.29e- 01	6.67e- 01	3.95e- 01	1.13e+ 00	9,23	2.38e- 03	FALSE	
10	cober- tura	xcritico	0,924	0,298	3,102	1.92e- 03	2.52e+ 00	1.41e+ 00	4.52e+ 00	9,23	2.38e- 03	FALSE	
10	den- sidade	(Inter- cept)	0,412	0,559	0,737	4.61e- 01	1.51e+ 00	5.05e- 01	4.51e+ 00	4,686	3.04e- 02	FALSE	

10	den- sidade	xcritico	1,465	0,599	2,445	1.45e- 02	4.33e+ 00	1.34e+ 00	1.40e+ 01	4,686	3.04e- 02	FALSE
10	riqueza	(Inter- cept)	8,861	3,69	2,402	1.63e- 02	7.05e+ 03	5.10e+ 00	9.75e+ 06	0,191	9.09e- 01	TRUE
10	riqueza	xmin- imo	-0,944	5,383	-0,175	8.61e- 01	3.89e- 01	1.02e- 05	1.49e+ 04	0,191	9.09e- 01	FALSE
10	riqueza	xcritico	25,455	5166476 ,4	0	1.00e+ 00	1.14e+ 11	0.00e+ 00	Inf	0,191	9.09e- 01	TRUE

Tabela S3. Resultados dos modelos lineares generalizados mistos (GLMM) para a probabilidade de um polígono estar em condição crítica em função da classe do empreendimento, por indicador e cenário etário. A coluna 1 (*scenario*) indica o cenário (5 ou 10 anos). A coluna 2 (*indicator*) identifica o indicador (cobertura, densidade ou riqueza). A coluna 3 (*term*) lista os termos do modelo, incluindo o intercepto e os efeitos associados às classes do empreendimento (variáveis indicadoras, como *xminimo* e *xcritico*, com a classe de referência definida nos Métodos). A coluna 4 (*estimate*) apresenta a estimativa do efeito fixo na escala do logito, e as colunas 5 e 6 (*std.error* e *statistic*) apresentam o erro-padrão e a estatística do teste de Wald. A coluna 7 (*p.value*) reporta o p-valor do teste de Wald. As colunas 8 a 10 apresentam a razão de chances ($OR = \exp(\text{estimate})$) e seu intervalo de confiança de 95% (*CI_low* e *CI_high*). As colunas 11 e 12 (*LRT_chisq* e *LRT_p*) apresentam o teste de razão de verossimilhança comparando o modelo completo a um modelo nulo. A coluna 13 (*flag_separation*) sinaliza combinações com evidência de separação/quase-separação ou instabilidade numérica. A coluna 14 (*note*) registra observações adicionais quando aplicável.

sce- nario	indica- tor	metric	Value	ci_low	ci_high
10	cober- tura	FP_pass_to tal	0.25	0.166666666666 667	0.25
10	cober- tura	SEV_pass	0.327777777777 778	0.267777777777 778	0.54
10	den- sidade	FP_pass_to tal	0.083333333333 3333	0.083333333333 3333	0.083333333333 3333
10	den- sidade	SEV_pass	0.6	0.46	0.72
10	riqueza	FP_pass_to tal	0.916666666666 667	0.916666666666 667	0.916666666666 667
10	riqueza	SEV_pass	0.986868686868 687	0.977166666666 667	0.996161616161 616
5	cober- tura	FP_pass_to tal	0.916666666666 667	0.833333333333 333	0.916666666666 667
5	cober- tura	SEV_pass	0.369108595228 725	0.332572951219 055	0.436433440270 047
5	den- sidade	FP_pass_to tal	0.916666666666 667	0.916666666666 667	0.916666666666 667
5	den- sidade	SEV_pass	0.404861298513 896	0.359320718783 381	0.454729912764 004
5	riqueza	FP_pass_to tal		1	1
5	riqueza	SEV_pass	0.759850353019 996	0.718212544771 696	0.800006905255 789

Tabela S4. Estimativas por bootstrap das métricas globais de risco de mascaramento por agregação, por indicador e cenário etário. A coluna 1 (*scenario*) indica o cenário (5 ou 10 anos). A coluna 2 (*indicator*) identifica o indicador (cobertura, densidade ou riqueza). A coluna 3 (*metric*) identifica a métrica reportada. FP_pass_total é a proporção de projetos classificados como mínimo ou adequado para o indicador que contém pelo menos um polígono crítico para o mesmo indicador. SEV_pass é a severidade do mascaramento sob o mesmo critério, definida como a proporção média de polígonos críticos dentro dos projetos em falso “pass” permissivo. A coluna 4 (*Value*) apresenta a estimativa pontual, e as colunas 5 e 6 (*ci_low* e *ci_high*) apresentam os limites inferior e superior do intervalo de confiança de 95% obtido por reamostragem bootstrap.

in- di- ca- tor	met- ric	value_1 0	value_5	ci_low_1 0	ci_low_ 5	ci_high_ 10	ci_high _5	delta_va lue
cob er- tur a	FP_p	0.25	0.91666	0.16666	0.83333	0.25	0.91666	-
	ass_t		6666666	6666666	3333333		6666666	0.66666
	otal		667	667	333		667	6666666 667
den sida de	FP_p	0.08333	0.91666	0.08333	0.91666	0.08333	0.91666	-
	ass_t	3333333	6666666	3333333	6666666	3333333	6666666	0.83333
	otal	3333	667	3333	667	3333	667	3333333 334
riq uez a	FP_p	0.91666	1	0.91666	1	0.91666	1	-
	ass_t	6666666		6666666		6666666		0.08333
	otal	667		667		667		3333333 333
cob er- tur a	SEV_ pass	0.32777 7777777 778	0.36910 8595228 725	0.26777 7777777 778	0.33257 2951219 055	0.54	0.43643 3440270 047	- 0.04133 0817450 947
	SEV_ pass	0.6	0.40486 1298513 896	0.46	0.35932 0718783 381	0.72	0.45472 9912764 004	0.19513 8701486 104
	SEV_ pass	0.98686 8686868 687	0.75985 0353019 996	0.97716 6666666 667	0.71821 2544771 696	0.99616 1616161 616	0.80000 6905255 789	0.22701 8333848 691

Tabela S5. Análise de sensibilidade das métricas globais de risco de mascaramento por agregação entre os cenários de 10 e 5 anos, por indicador. A coluna 1 (*indicator*) identifica o indicador (cobertura, densidade ou riqueza). A coluna 2 (*metric*) identifica a métrica reportada. Para cada combinação indicador–métrica, as colunas 3 e 4 (*value_10* e *value_5*) apresentam as estimativas pontuais nos cenários de 10 e 5 anos, respectivamente. As colunas 5 a 8 apresentam os limites inferior e superior dos intervalos de confiança de 95% em cada cenário (*ci_low_10*, *ci_low_5*, *ci_high_10*, *ci_high_5*). A coluna 9 (*delta_value*) apresenta a diferença entre cenários, calculada como $value_{10} - value_5$; valores negativos indicam redução do risco de mascaramento aos 10 anos em relação a 5 anos, e valores positivos indicam aumento.

Indicador (unidade)	Mí-nimo	Q1	Medi-ana	Q3	Máx-imo
Cobertura do solo por vegetação nativa (%)	0	12	40	72	100
Densidade de regenerantes (indivíduos·ha ⁻¹)	0	0	200	700	14.500
Riqueza de espécies regenerantes (nº de espécies)	0	0	1	3	23

Tabela S6. Estatísticas descritivas das métricas de vegetação no nível do polígono, considerando todos os polígonos avaliados no conjunto de dados. A coluna 1 (“Indicador (unidade)”) identifica o indicador e sua unidade de medida. As colunas 2–6 apresentam, respectivamente, o valor mínimo observado (“Mínimo”), o primeiro quartil (Q1; 25º percentil), a mediana (50º percentil), o terceiro quartil (Q3; 75º percentil) e o valor máximo observado (“Máximo”) para cada indicador: cobertura do solo por vegetação nativa (%), densidade de regenerantes (indivíduos·ha⁻¹) e riqueza de espécies regenerantes (nº de espécies).

Empreendimento	N parcelas	N polígonos	Classe (cobertura)	Classe (densidade)	Classe (riqueza)
Fase_I	50	50	mínimo	adequado	adequado
Fase_II	50	45	crítico	mínimo	adequado
Fase_III	50	50	mínimo	mínimo	adequado
Fase_IV_V	50	36	mínimo	mínimo	adequado
Fase_VI_VII_VIII_IX	50	50	mínimo	mínimo	adequado
Fase_X_XI_XII	50	25	mínimo	mínimo	adequado
Fase_XII	44	44	mínimo	mínimo	adequado
Fase_XIII_XIV_XV	50	49	mínimo	mínimo	adequado
Fase_XIX	15	12	mínimo	mínimo	adequado
Fase_XVII_XVIII	42	32	mínimo	mínimo	mínimo
Fase_XVIII	38	28	mínimo	crítico	adequado
Fase_XX	50	32	mínimo	mínimo	adequado

Tabela S7. Classificação legal dos projetos para os indicadores de vegetação, com base na agregação das informações dos polígonos pertencentes a cada empreendimento. A coluna 1 (“Empreendimento”) identifica cada empreendimento (fases). As colunas 2 e 3 apresentam o esforço/amostra associado a cada empreendimento: n parcelas (número de parcelas amostradas) e n polígonos (número de polígonos avaliados). As colunas 4–6 reportam a classe atribuída no nível do empreendimento para cada indicador Classe (cobertura), Classe (densidade) e Classe (riqueza) segundo os limiares legais adotados, nas categorias crítico, mínimo e adequado.

Projeto (TCRA)	n parcelas	n polí- gonos	Classe (cobertura)	Classe (densidade)	Classe (riqueza)
Fase_I	50	50	crítico	mínimo	adequado
Fase_II	50	45	crítico	crítico	mínimo
Fase_III	50	50	crítico	crítico	adequado
Fase_IV_V	50	36	crítico	crítico	mínimo
Fase_VI_VII_VIII_IX	50	50	mínimo	crítico	adequado
Fase_X_XI_XII	50	25	mínimo	crítico	adequado
Fase_XII	44	44	crítico	crítico	adequado
Fase_XIII_XIV_XV	50	49	crítico	crítico	adequado
Fase_XIX	15	12	mínimo	crítico	mínimo
Fase_XVII_XVIII	42	32	crítico	crítico	crítico
Fase_XVIII	38	28	crítico	crítico	adequado
Fase_XX	50	32	crítico	crítico	mínimo

Tabela S8. Classificação legal dos projetos para indicadores de vegetação no cenário de 10 anos, obtida a partir da agregação das informações dos polígonos pertencentes a cada empreendimento. A coluna 1 identifica o empreendimento. As colunas 2 e 3 indicam o tamanho da amostra por empreendimento, incluindo o número de parcelas (n parcelas) e o número de polígonos avaliados (n polígonos). As colunas 4, 5 e 6 apresentam a classe atribuída no nível do empreendimento para cobertura, densidade e riqueza, respectivamente, nas categorias crítico, mínimo e adequado, conforme os limiares legais adotados.

Empreendimento	FP_pass (cob)	SEV_pass (cob)	FP_pass (den)	SEV_pass (den)	FP_pass (riq)	SEV_pass (riq)
Fase_I	0	0,00	1	0,60	1	0,90
Fase_II	0	0,00	0	0,00	1	0,96
Fase_III	0	0,00	0	0,00	1	1,00
Fase_IV_V	0	0,00	0	0,00	1	1,00
Fase_VI_VII_VIII_IX	1	0,50	0	0,00	1	1,00
Fase_X_XI_XII	1	0,40	0	0,00	1	1,00
Fase_XII	0	0,00	0	0,00	1	1,00
Fase_XIII_XIV_XV	0	0,00	0	0,00	1	1,00
Fase_XIX	1	0,08	0	0,00	1	1,00
Fase_XVII_XVIII	0	0,00	0	0,00	0	0,00
Fase_XVIII	0	0,00	0	0,00	1	1,00
Fase_XX	0	0,00	0	0,00	1	1,00

Tabela S9. Métricas de risco de mascaramento por agregação calculadas no nível do empreendimento para cada indicador de vegetação. A coluna 1 identifica o empreendimento. As colunas 2 e 3 apresentam, para cobertura, (i) FP_pass, um indicador binário de falso “pass” permissivo (0 = não ocorre; 1 = ocorre), definido como a situação em que o empreendimento é classificado como mínimo ou adequado para o indicador, mas contém pelo menos um polígono classificado como crítico; e (ii) SEV_pass, a severidade do falso “pass” permissivo, definida como a proporção de polígonos críticos dentro daquele empreendimento para o mesmo indicador (varia de 0 a 1). As colunas 4 e 5 apresentam as mesmas métricas para densidade. As colunas 6 e 7 apresentam as mesmas métricas para riqueza.

Empreendimento	Cobertura (média ± DP)	Cobertura (mín–max)	Cobertura (IIQ)	Cobertura (CV)	Densidade (média ± DP)	Densidade (mín–max)	Densidade (IIQ)	Densidade (CV)	Riqueza (média ± DP)	Riqueza (mín–max)	Riqueza (IIQ)	Riqueza (CV)
Fase_I	45,3 ± 34,1	0–100	56,0	0,75	1368 ± 1876	0–1450	1400	1,37	4,6 ± 5,2	0–23	4	1,12
Fase_II	27,9 ± 33,0	0–100	48,0	1,18	576 ± 777	0–3100	700	1,35	3,3 ± 3,6	0–11	4	1,10
Fase_III	33,5 ± 35,1	0–100	62,0	1,05	348 ± 479	0–3200	500	1,38	2,3 ± 2,9	0–8	2	1,27
Fase_IV_V	49,5 ± 32,3	0–100	54,5	0,65	588 ± 569	0–2100	700	0,97	2,4 ± 2,2	0–8	2	0,92
Fase_VI_VI I_VIII_IX	51,2 ± 37,1	0–100	75,0	0,72	558 ± 759	0–3300	800	1,36	2,6 ± 2,9	0–8	3	1,11
Fase_XII	43,3 ± 34,6	0–100	76,0	0,80	745 ± 719	0–3300	900	0,96	2,9 ± 2,9	0–9	2	0,98
Fase_XIII_ XIV_XV	47,2 ± 34,2	0–100	72,0	0,72	300 ± 625	0–3000	200	2,08	1,8 ± 1,9	0–8	2	1,03
Fase_XIX	83,0 ± 22,8	24–100	16,0	0,27	920 ± 728	0–3450	1050	0,79	2,0 ± 1,8	0–6	1	0,88
Fase_XVIII	46,7 ± 25,3	0–92	24,0	0,54	145 ± 302	0–1833	100	2,08	1,1 ± 1,6	0–4	1	1,45
Fase_XVII_ XVIII	42,2 ± 30,3	0–100	44,0	0,72	459 ± 526	0–1833	700	1,15	2,0 ± 1,8	0–4	2	0,89
Fase_XX	34,0 ± 29,5	0–100	40,0	0,87	244 ± 351	0–1800	300	1,44	1,5 ± 1,9	0–5	2	1,22
Fase_X_XI _XII	53,8 ± 33,9	0–100	48,0	0,63	530 ± 511	0–2100	650	0,96	2,0 ± 1,6	0–4	2	0,79

Tabela S10. Heterogeneidade intraempreendimento das métricas de vegetação no nível do polígono. A coluna 1 identifica o empreendimento. As colunas 2 a 5 resumem a variabilidade entre polígonos do empreendimento para cobertura do solo por vegetação nativa, incluindo média ± desvio-padrão (DP), mínimo–máximo, intervalo interquartil (IIQ = Q3 – Q1) e coeficiente de variação (CV = DP/média). As colunas 6 a 9 apresentam os mesmos

resumos para densidade de regenerantes. As colunas 10 a 13 apresentam os mesmos resumos para riqueza de espécies regenerantes. Todas as estatísticas foram calculadas a partir dos valores dos polígonos pertencentes a cada empreendimento.

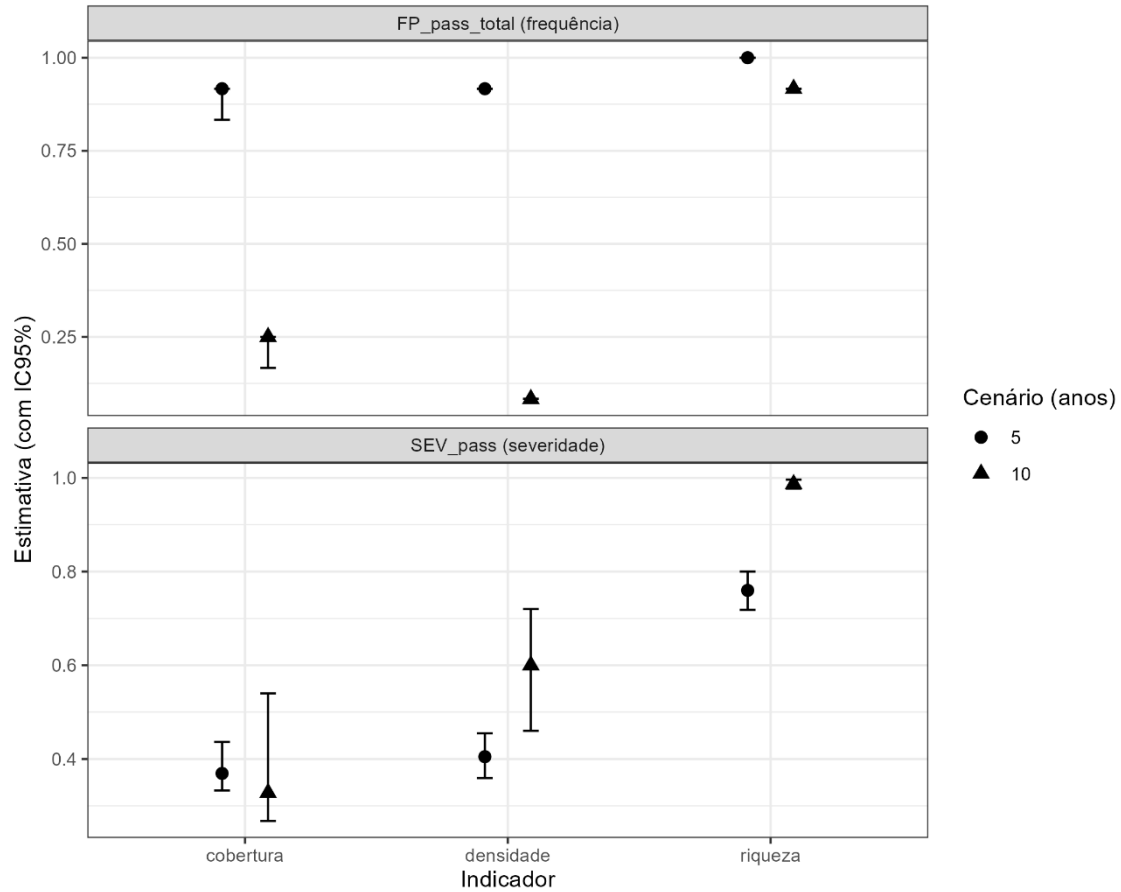


Figura S1. Estimativas globais das métricas de risco de mascaramento por agregação para três indicadores de vegetação, comparando cenários de 5 e 10 anos. O painel superior apresenta FP_pass_total (frequência), definido como a proporção de projetos em falso “pass” permissivo. O eixo x mostra os indicadores (cobertura, densidade e riqueza). Os símbolos indicam o cenário etário (5 anos = círculo; 10 anos = triângulo). Os pontos representam as estimativas pontuais e as barras verticais representam os intervalos de confiança de 95% (IC95%) obtidos por reamostragem bootstrap.

4 ARTIGO 2 - COMO A ESCOLHA ADEQUADA DE ESPÉCIES VEGETAIS FAVORECE O PROCESSO DE RESTAURAÇÃO EM ÁREAS SUSCETÍVEIS A EVENTOS EXTREMOS DE GEADA

Referência: VIVEIROS, Emerson et al., How the Adequate Choice of Plant Species Favors the Restoration Process in Areas Susceptible to Extreme Frost Events. *Biology*, v. 12, n. 11, p. 1369, 2023. Revista Qualis A1.

Resumo: Este trabalho teve como objetivo avaliar os impactos causados por eventos extremos de geada em uma área de restauração ecológica. Agrupamos as espécies de três formas: 1) tipo de cobertura de tricomas; 2) formato da copa da muda; e 3) grupos funcionais de acordo com o grau de dano causado pela geada. As variáveis da área restaurada e características das espécies foram selecionadas para serem submetidas a modelos de análise de generalização linear (GLM). Foram amostrados 104 indivíduos de sete espécies. As espécies mais afetadas foram *Guazuma ulmifolia* Lam. (98% das folhas afetadas), seguidas por *Cecropia pachystachia* Trécul e *Hymenea courbaril* L. ambas (97%), *Inga vera* Willd. (84%) e *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose com 75%. *Tapirira guianensis* Aubl. foi considerada uma espécie intermediária, com 62% do dossel afetado. Apenas *Solanum granuloseprosum* Dunal foi classificada como levemente afetada, com apenas 1,5% das folhas afetadas. Com a análise GLM, verificou-se que a interação entre as variáveis espessura foliar ($X^2 = 37,1$, $df = 1$, $P < 0,001$), cobertura de tricomas ($X^2 = 650,5$, $df = 2$, $P < 0,001$) e cultura da estrutura foliar ($X^2 = 54,0$, $df = 2$, $P < 0,001$) resultou em um modelo com alto poder preditivo (AIC= 927.244, BIC= 940.735, $X^2 = 6.947$, $R^2 = 0,74$, $P < 0,001$). A cobertura do dossel afetada pela geada foi melhor explicada pela interação entre os três atributos funcionais (74%). Verificamos que há uma tendência de folhas mais espessas completamente cobertas por tricomas serem menos afetadas pelo impacto da geada e que a cobertura do dossel afetado foi bastante influenciada pela cobertura de tricomas. Mudanças com folhas completamente cobertas por tricomas, folhas mais grossas e estrutura de copa afunilada ou mais aberta são as que têm maior probabilidade de resistir a eventos de geada. O sucesso da restauração ecológica em áreas suscetíveis a eventos extremos como geada pode ser previsto com base nos atributos funcionais das espécies escolhidas. Isso pode contribuir para uma melhor seleção de espécies a serem usadas para restaurar áreas degradadas.

Palavras-chave: Mudanças climáticas; Ecologia; Morfologia; Floresta sazonal; Mudanças;

4.1 INTRODUÇÃO

O estresse pelo frio, que inclui temperaturas de frio (0–20 °C) e congelamento (< 0 °C), é prejudicial ao crescimento e desenvolvimento das plantas, limitando a distribuição geográfica das espécies. Esse tipo de estresse impede a expressão plena do potencial genético das plantas porque, além de inibir diretamente as reações metabólicas, causa outros estresses, como o osmótico e o oxidativo [1]. Tanto as espécies vegetais de zonas temperadas quanto tropicais podem enfrentar o estresse pelo frio, portanto, a diferença entre o tempo e a duração do frio (ciclo diurno ou anual) para cada zona implica nas estratégias adotadas nos diferentes ambientes. [2].

Em condições naturais, as plantas desenvolveram mecanismos para sobreviver ao estresse pelo frio. A tolerância ao frio é a capacidade das plantas de suportar baixas temperaturas (0-15 °C) sem ferimentos ou danos. A aclimação ao frio é uma tolerância aumentada aos danos do estresse por congelamento, que permite que as plantas sobrevivam a temperaturas abaixo de zero (< 0 °C) e é adquirida após exposição prévia a baixas temperaturas não congelantes [2, 3].

Em geral, os sintomas morfológicos do estresse pelo frio incluem clorose, enrolamento e murcha das folhas, danos aos tecidos, necrose, mudas atrofiadas e inibição do crescimento, entre outros. Especificamente, os ferimentos causados pelo estresse pelo frio incluem danos às membranas celulares, alteração da fluidez da membrana e composição lipídica e redução do potencial hídrico e do suprimento de ATP. Enquanto o estresse por congelamento leva ao encolhimento do protoplasto, deformação celular e morte [4]. Deve-se notar que o dano pelo frio é um efeito direto da temperatura, enquanto o dano pelo congelamento é o resultado da desidratação osmótica devido à difusão de água intracelular na formação de cristais de gelo extracelulares [5].

A ocorrência de geadas e a seca são alguns dos principais fatores de estresse que limitam o crescimento e a distribuição geográfica das espécies arbóreas [6]. A geada é um fenômeno meteorológico que ocorre quando a temperatura do ar está abaixo de 0°C (temperatura de congelamento), formando cristais de gelo nas folhas a partir do vapor de água presente no ar sem transição para a fase líquida [7]. Como resultado do estresse, há desidratação severa das

células e congelamento da seiva, levando à ruptura dos vasos da planta e à destruição dos tecidos. O nível de dano que a planta sofrerá é influenciado pela duração da exposição à baixa temperatura e pelas taxas de congelamento e descongelamento [8].

Diferenças morfológicas e fisiológicas entre as espécies podem influenciar a tolerância à formação de cristais de gelo [8]. Uma característica morfológica relacionada à tolerância ao estresse hídrico, mas pouco mencionada em estudos de estresse pelo frio, é a presença de tricomas nas folhas. No entanto, Agrawal *et al.*, (2004) já mostraram que há uma correlação entre a densidade de tricomas foliares e a resistência à geada, sugerindo que os tricomas também desempenham um papel protetor neste caso [9]. Outra característica é a espessura das folhas. Nautiyal *et al.*, (2007), estudando espécies do gênero *Arachis* (Fabaceae), encontraram correlação positiva, indicando que quanto mais espessa a folha, menor a injúria ou maior a tolerância ao estresse [10].

Na América do Sul, especificamente no Brasil, as geadas são frequentes em latitudes superiores a 19°S. Em latitudes entre 23°S e 27°S, as geadas ocorrem apenas no inverno, enquanto em latitudes acima de 27°S, podem ocorrer geadas precoces no outono, geadas normais no inverno e geadas tardias na primavera [11]. Em decorrência das geadas, já foram registradas perdas no país para as culturas de arroz, soja e trigo [12]. Além disso, foram relatadas mudanças nas populações e na estrutura da comunidade de espécies de plantas do Cerrado [13, 14], assim como análises das respostas ecofisiológicas de espécies arbóreas após geadas [15]. Entretanto, existem poucos estudos sobre o efeito da geada na Mata Atlântica [6], principalmente em áreas de plantio em restauração, apesar da intensa fragmentação e degradação desse bioma [16].

Considerando o sucesso dos projetos de restauração florestal e as condições climáticas globais futuras, é essencial conhecer as respostas das espécies a diferentes perturbações, tornando sua seleção mais precisa e evitando tanto a mortalidade das espécies quanto perdas econômicas. Portanto, é necessário reconhecer o impacto de eventos climáticos extremos em áreas de restauração, especialmente nos estágios iniciais do desenvolvimento das plantas. O objetivo deste estudo foi avaliar como os impactos causados por eventos extremos de geada em uma área de restauração ecológica podem moldar a estrutura da comunidade com base nos atributos funcionais das espécies plantadas.

4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

Localização geográfica

A pesquisa foi realizada em uma área de restauração com nove meses de idade em Ibitinga/SP, entre as altitudes 384 e 387 m, Latitude 21°43' S / Longitude 49° 3' O (Figura 1). A área de pesquisa está localizada em um local desapropriado do reservatório da Usina Hidrelétrica de Promissão, às margens do Rio Jacaré-Guaçu, que por muitos anos foi usado para o plantio de cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.). A região é caracterizada pela predominância de fragmentos florestais estacionais em matriz de cana-de-açúcar. O clima de Ibitinga é tropical, com pouca chuva no inverno, classificado como Aw por Köppen [17]. A temperatura média é de 22,2 °C, e a precipitação média anual é de 1.231 mm. Agosto é o mês mais seco, com 19 mm. O mês de maior ocorrência é janeiro, com média de 234 mm. O mês mais quente do ano é janeiro, com temperatura média de 24,8 °C. A temperatura média em junho é de 18,5 °C [18]. O município de Ibitinga está inserido no domínio da Formação Adamantina, com solo do tipo Argissolo [19]. A Formação Adamantina é um dos grupos geológicos do Planalto Ocidental Paulista, que faz parte da Bacia Sedimentar do Paraná [20,21].

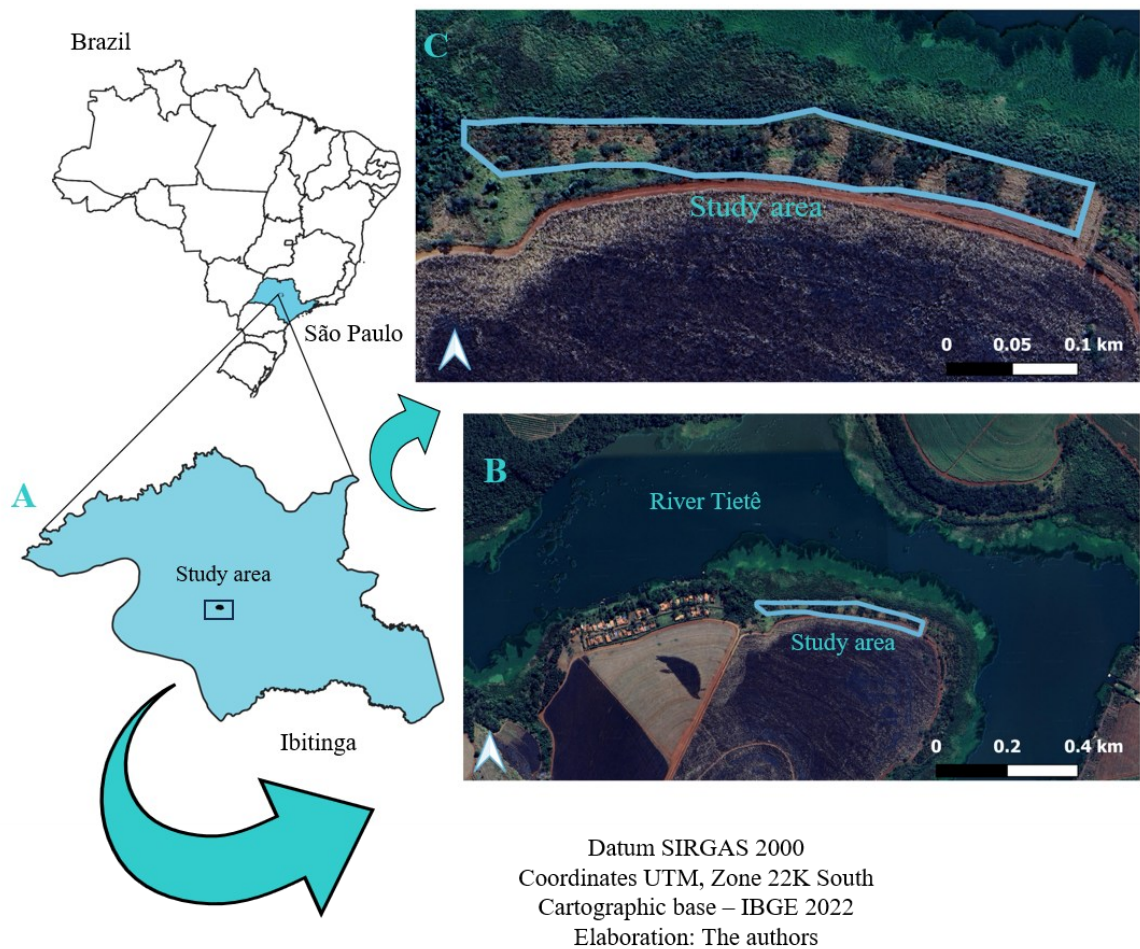


Figura 1. Coordenadas da área de estudo ali. A - Município de Ibatinga-SP. B - Caminho onde se localiza a área de estudo. C - Área de estudo.

Amostragem

O evento de geada ocorreu em julho de 2021 [22], atingindo uma temperatura mínima de 0 °C (Figura 2). Em agosto de 2021, uma semana após o evento de geada extrema na área experimental, todos os indivíduos plantados ao longo do caminho foram amostrados, da primeira linha de plantio até o final da área, usando o método de caminhada em zigue-zague [23]. Ele estimou a altura e a porcentagem de folhas afetadas pela geada, mediu a distância da muda plantada até o rio e contou o número de rebrotas e a posição da rebrota de todos os indivíduos amostrados.

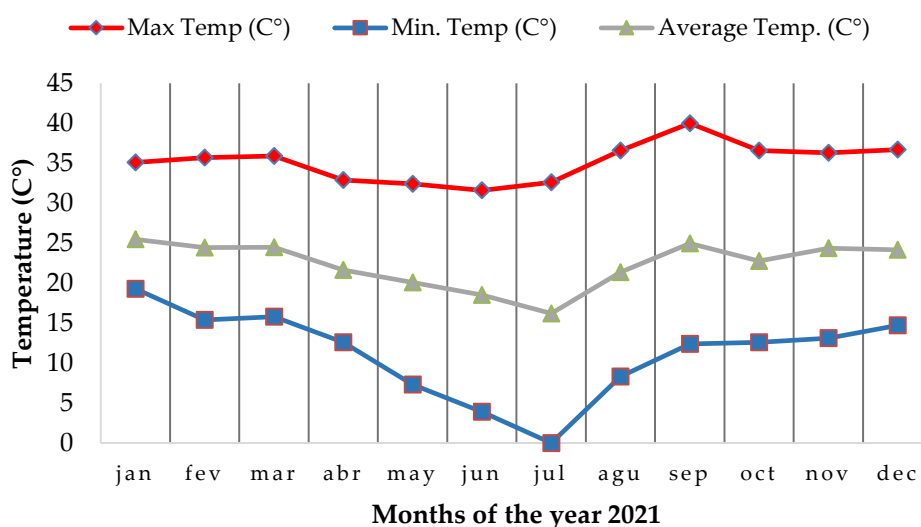


Figura 2. Dados de temperatura máxima, mínima e média para a cidade de Ibatinga, cidade da área de estudo. Dados coletados do Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil [24]

As espécies amostradas em campo foram *Tapirira guianensis* Aubl., *Inga vera* Willd., *Hymenaea courbaril* L., *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose *Guazuma ulmifolia* Lam., *Solanum granulosoleprosum* Dunal, *Cecropia pachystachya* Trécul. A grafia dos nomes científicos, os nomes válidos, sinônimos e as abreviações dos autores foram verificados de acordo com a Flora do Brasil [25].

Foram coletados ramos com folhas saudáveis e totalmente expandidas de todas as espécies encontradas na amostra. As folhas foram levadas ao laboratório para análise de características funcionais, como o tipo e a cobertura de tricomas na lâmina foliar e a espessura da lâmina foliar. As espécies em três classes de acordo com o tipo de cobertura de tricomas foram agrupadas (folhas sem tricomas, folhas parcialmente cobertas por tricomas e folhas com cobertura total de tricomas em ambos os lados), uma vez que os tricomas foliares podem desempenhar várias funções de proteção foliar [26] (Figura 3).

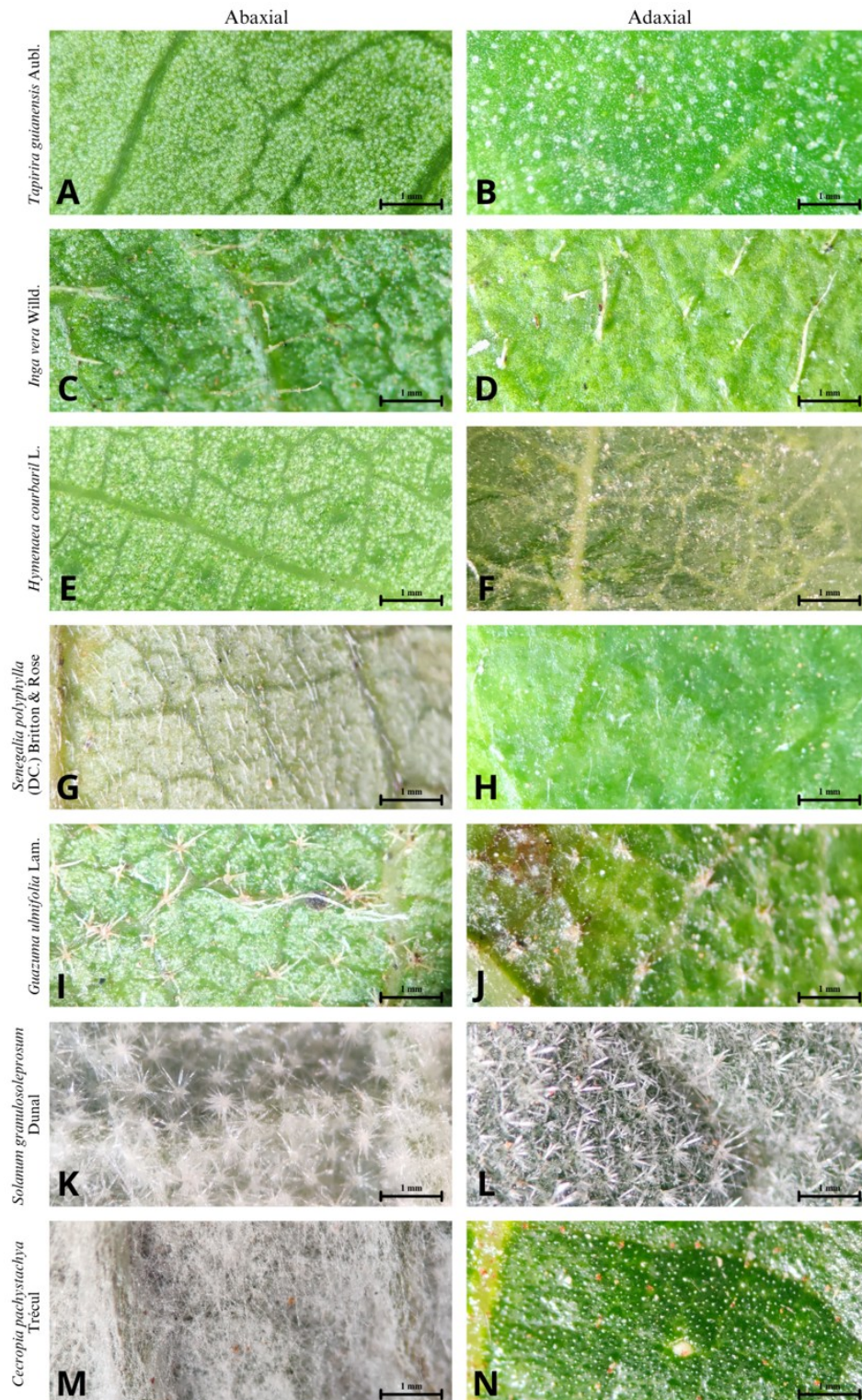


Figura 3. superfícies abaxiais e adaxiais das espécies avaliadas neste estudo. a escala representa um milímetro. (a, b) sem tricomas; (c, d) tricomas simples, claviformes, glandulares, espalhados ao longo da lâmina foliar, às vezes agrupados entre as nervuras; (e, f) tricomas simples, glandulares, esparsos ou agrupados perto da base do folíolo; (g, h) sem tricomas; (i, j) tricomas tectores estrelados, espalhados ao longo da lâmina foliar; (k, l) tricomas estrelados, lado a lado, formando uma camada ao longo de todo o comprimento da lâmina foliar; (m, n) tricomas simples, estrigosos e uncinados, lado a lado, agrupados em toda a superfície abaxial da folha.

As espécies foram agrupadas de acordo com o formato da copa das mudas no campo com base em Lima [27], em três classes de acordo com o formato da copa (Figura 4) e as espécies e indivíduos em grupos funcionais de acordo com o grau de dano por geada com base em Brando & Durigan [13] e Hofmann *et al.* [14]. Utilizou-se as categorias pouco afetada quando a porcentagem de folhas e galhos impactados foi menor que 34%, intermediária quando a porcentagem ficou entre 34% e 66% e realmente afetada quando o impacto foi maior que 66%.

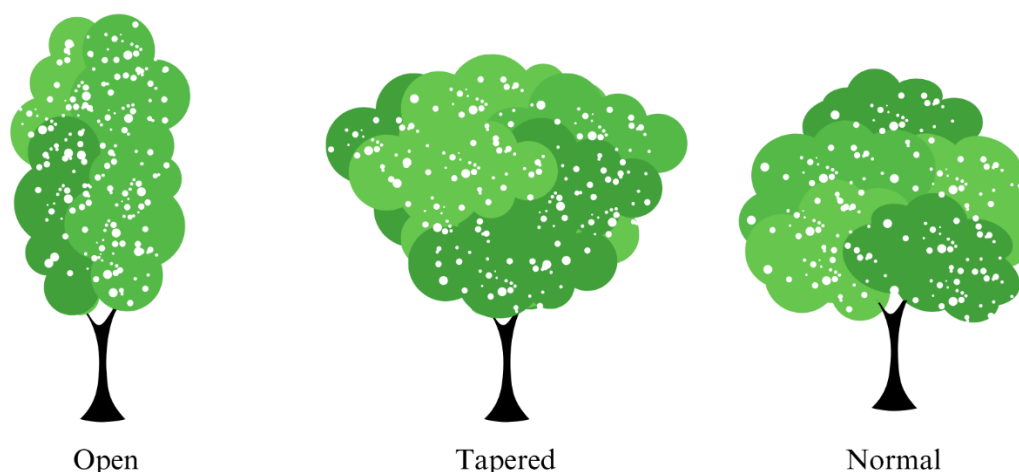


Figura 4. Classes de estruturas de dossel foram usadas neste estudo. Cônica: quando a base da copa forma um ângulo menor que 90°. Aberta: quando as folhas emergem diretamente do caule sem ramos ou com ramos curtos. Copa normal: tem ramos onde as folhas saem dos ramos, e a base não forma um ângulo menor que 90°.

4.3 ANÁLISE DE DADOS

Para investigar os atributos funcionais que influenciam a tolerância à geada, foram obtidos valores médios para as variáveis: porcentagem de tricomas, porcentagem de tricomas na face abaxial, porcentagem de tricomas na face adaxial e espessura da folha para cada espécie.

Foi realizada uma análise de correlação entre as variáveis preditoras (altura, porcentagem de tricomas totais, porcentagem de tricomas na superfície abaxial, porcentagem de tricomas na superfície adaxial e espessura da folha, cobertura de tricomas, tipo de folha, estrutura da copa, distância do rio) e a variável resposta (cobertura da copa afetada), usando uma matriz de correlação, para detectar redundância entre as variáveis e, assim, eliminar falsas correlações.

Ao decidir qual variável manter, baseou-se no conhecimento existente sobre os efeitos da geada nas comunidades vegetais. Com base nessas análises, foram selecionadas as variáveis preditoras a serem submetidas à análise do modelo linear generalizado (GLM) para elucidar os atributos funcionais que explicam a tolerância das espécies ao efeito da geada.

Diferentes modelos lineares generalizados (GLM) foram testados para representar as relações entre essas variáveis, considerando que o melhor modelo seria aquele que resultasse no maior valor para o coeficiente de determinação (R^2).

Para a cobertura de dossel afetada, foi realizada uma análise GLM com variáveis preditivas não autocorrelacionadas (cobertura de tricomas, estrutura da copa e espessura foliar). Assim, apenas variáveis com correlação menor que $r^2=0,7$ foram consideradas nos modelos, a fim de eliminar problemas de multicolinearidade.

Diferentes modelos foram testados para representar as relações entre essas variáveis, considerando as variáveis isoladamente e a interação entre elas. Utilizamos os resultados da análise GLM para gerar um gráfico biplot com uma análise de componentes principais. Os pacotes "Tidyverse" e "Stats" foram usados para derivar a análise dos componentes principais. Em seguida, visualizações baseadas em dados foram visualizadas nos dois primeiros componentes principais usando os pacotes "Factoextra" e "Factoshiny" [28]. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software JAMOV [29] e em ambiente RStudio [30].

4.4 RESULTADOS

Foram amostrados um total de 104 indivíduos de sete espécies distribuídas em sete gêneros e cinco famílias (Tabela 1). As espécies mais afetadas foram *Guazuma ulmifolia* com 98% das folhas afetadas, seguidas por *Cecropia pachystachia* e *Hymenaea courbaril* ambas com 97%, *Inga vera* com média de 84% e *Senegalia polyphylla* com 75%. *Tapirira guianensis* foi considerada uma espécie intermediária, com 62% da copa afetada. Apenas *Solanum granulosoleprosum* foi classificada como levemente afetada, com apenas 1,5% das folhas afetadas.

Family	Especies	Crown Structure	Class TC	ofDamage Category
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	O	Nt	I
Fabaceae	<i>Inga vera</i> Willd.	Ta	Pa	Va
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	N	Nt	Va
Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	O	Pa	Va
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	N	Pa	Va
Solanaceae	<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	Ta	T	La
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	O	Pa	Va

Tabela 1. Lista de espécies utilizadas no plantio, com grupos de preenchimento e diversidade, formato de copa, classe de cobertura de tricomas e categoria de dano por geada. Legendas: O = copa aberta; Ta = copa afilada; N = normal; TC = cobertura de tricomas; Nt = sem tricomas; Pa = cobertura parcial; T = cobertura total; Va = muito afetada; I=intermediário; La=pouco afetado.

Os modelos lineares generalizados (GLM) elaborados com todas as espécies amostradas mostraram que 69% da variação na porcentagem de tolerância à geada é explicada pela cobertura de tricomas ($X^2 = 1399$, $R^2 = 0,693$, $df = 2$, $P < 0,001$) (Figura 5). A espessura das folhas ($X^2 = 584$, $R^2 = 0,289$, $df =$, $P < 0,001$) explicou sozinha 28% da variação (Figura 6), e a estrutura do dossel ($X^2 = 419$, $R^2 = 0,208$, $df = 2$, $P < 0,001$) explicou apenas 20% da variação na cobertura do dossel afetada pela geada (Figura 7).

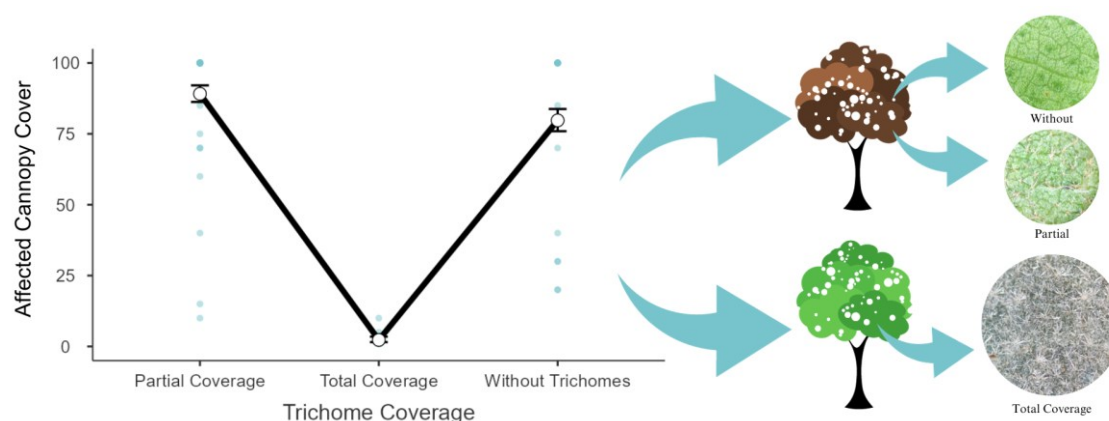


Figura 5. Gráfico resultante do modelo obtido para a variável dependente cobertura do dossel afetada a partir da variável independente cobertura de tricomas ($X^2 = 1399$, $df = 2$, $P < 0,001$). Neste modelo, é possível observar que a porcentagem do dossel afetada pela geada é menor quando as folhas apresentam cobertura total de tricomas.

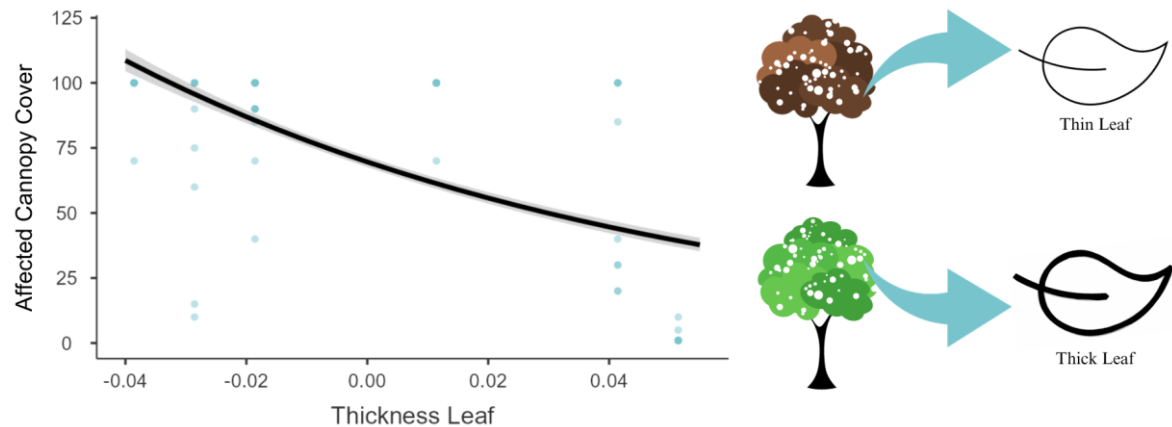


Figura 6. Gráfico resultante do modelo obtido para a variável dependente gráfico de cobertura de copa afetada a partir da variável independente espessura foliar ($X^2 = 584$, $df = 1$, $P < 0,001$). Neste modelo, é possível observar que a porcentagem do dossel afetado pela geada diminui com a espessura foliar.

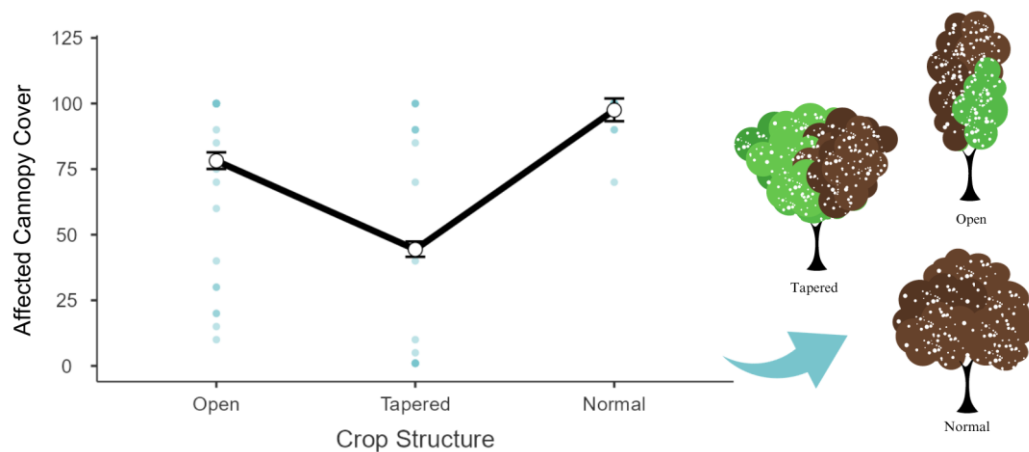


Figura 7. Gráfico resultante do modelo obtido para a variável dependente Cobertura da copa afetada Gráfico da variável independente estrutura da copa ($X^2 = 419$, $df = 2$, $P < 0,001$). Neste modelo, é possível observar que a porcentagem do dossel afetado pela geada é menor em copas abertas e cônicas.

A análise GLM mostrou que a interação entre as três variáveis (Tabela 2) foi: Espessura da Folha ($X^2 = 37,1$, $df = 1$, $P < 0,001$), Cobertura de Tricoma ($X^2 = 650,5$, $df = 2$, $P < 0,001$) e Estrutura da Cultura ($X^2 = 54,0$, $df = 2$, $P < 0,001$) resultando em um modelo com alto poder preditivo ($AIC = 927,244$, $BIC = 940,735$, $X^2 = 6,947$, $R^2 = 0,74$, $P < 0,001$). Em outras palavras, a cobertura do dossel afetada foi melhor explicada pela interação entre os três atributos

funcionais, que juntos explicaram 74% da variação na porcentagem do dossel afetado pelo evento de geada (Figura 8).

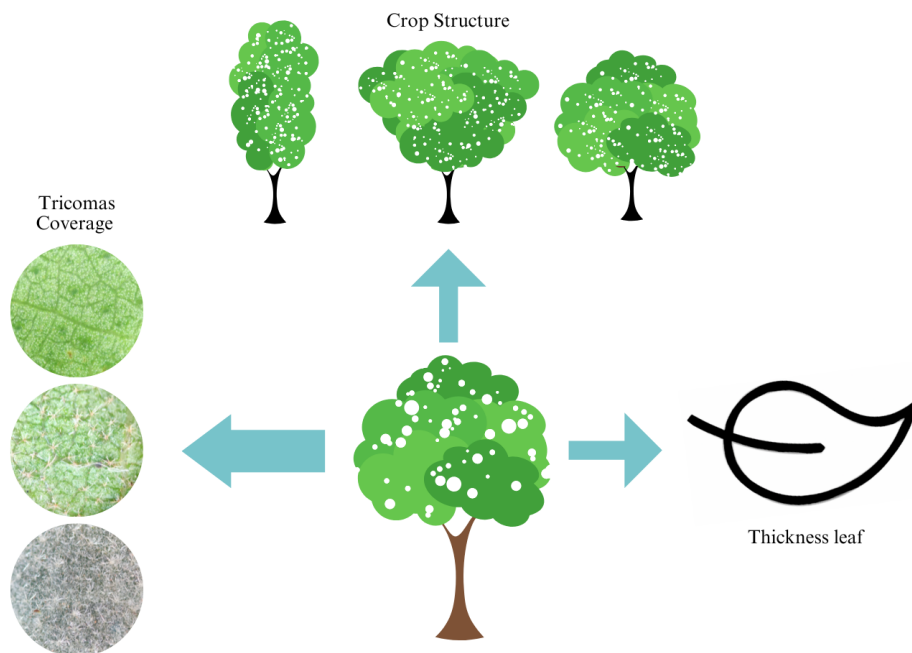


Figura 8. Conjunto de atributos funcionais responsáveis pela porcentagem da copa afetada. A cobertura de tricomas, a estrutura da copa e a espessura da folha explicaram 74% da variação nos resultados.

Foi verificado que há uma tendência de folhas mais grossas completamente cobertas por tricomas serem menos afetadas pelo impacto da geada. Nossos resultados mostraram que os efeitos da geada em copas com folhas não cobertas por tricomas ou parcialmente cobertas são reduzidos quando a espessura da folha é maior (Figura 9A, 9B).

Constatamos que a cobertura da copa afetada foi muito influenciada pela cobertura de tricomas. Quando a cobertura de tricomas é completa nas folhas, elas apresentam alta tolerância à geada (Figura 9C). No entanto, folhas mais grossas são mais tolerantes à geada do que folhas mais finas, mesmo que não tenham ou estejam parcialmente cobertas por tricomas (figura 9D).

A característica de estrutura de copa aberta mostrou menor porcentagem da copa afetada pela geada quando as folhas estavam mais grossas ou totalmente cobertas por tricomas (figura 9E). Folhas com menor espessura tendem a sofrer mais com os efeitos da geada, principalmente se a estrutura da copa for normal (Figura 9F).

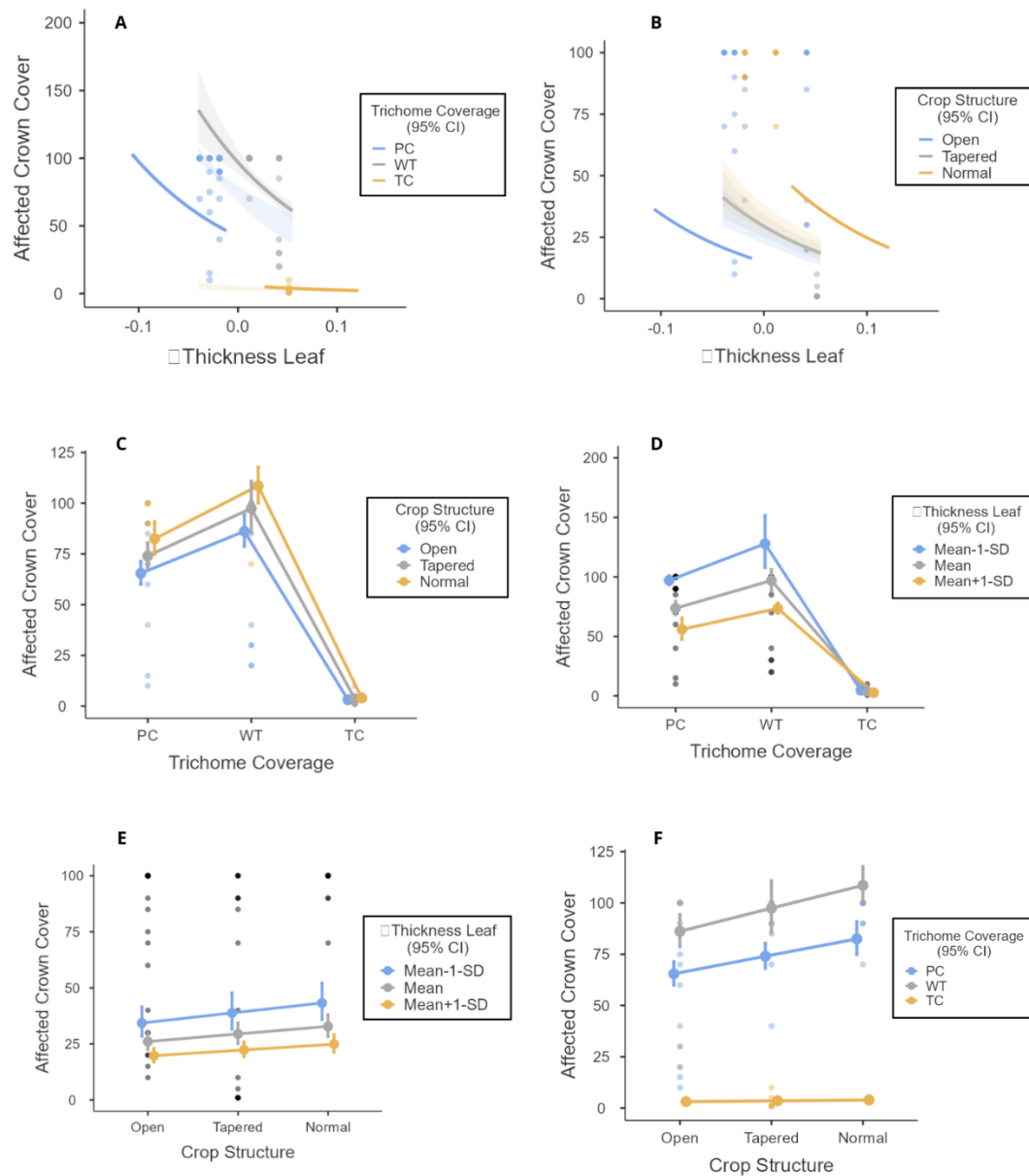


Figura 9. (A, B) Gráficos resultantes do modelo obtido para a variável dependente cobertura de copa afetada pelas variáveis independentes, espessura da folha no eixo horizontal, cobertura de tricomas e estrutura da copa em linhas separadas; (C, D) Gráficos resultantes do modelo obtido para a variável dependente cobertura de copa afetada pelas variáveis independentes, cobertura de tricomas no eixo horizontal, estrutura da copa e espessura da folha em linhas separadas; (E, F) Gráficos resultantes do modelo obtido para a variável dependente cobertura de copa afetada pelas variáveis independentes, estrutura da copa no eixo horizontal, espessura da folha e espessura da folha e cobertura de tricomas em linhas separadas.

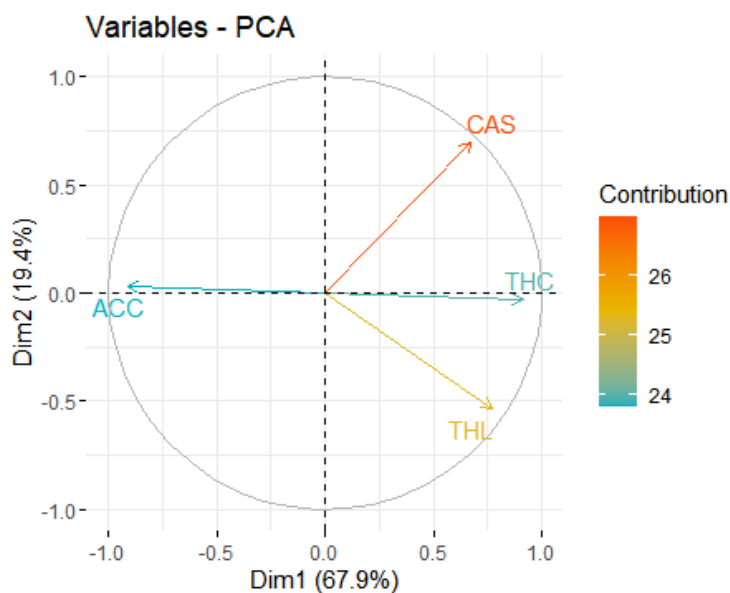


Figura 10. (A-B) Análise de componentes principais (PCA) aplicada às variáveis que melhor explicaram a análise GLM. (A) PC1 e PC2 foram responsáveis por 67,9% e 19,4% da variação total, respectivamente. ACC = cobertura do dossel afetada; CAS = estrutura do dossel; THC = cobertura de tricomas; THL = espessura da folha.

4.5 DISCUSSÃO

Todas as espécies estudadas apresentaram danos pelos efeitos da geada acima de 64% em suas copas, exceto *Tapirira guianensis* e *Solanum granulosoleprosum* que apresentaram, respectivamente, 62% e 1,5% do impacto. Resultados semelhantes já foram descritos por Durigan *et al.* [31] em seu trabalho "A flora arbustivo-arbórea do médio Paranapanema", que discute a tolerância à geada de algumas espécies, incluindo *T. guianensis*, descrita como uma espécie suscetível à geada. Este trabalho não fornece dados sobre *S. granulosoleprosum*, mas menciona outra espécie do mesmo gênero, *Solanum argenteum* Dunal, que foi considerada uma espécie tolerante à geada. Essas duas espécies têm folhas mais grossas, mas *T. guianensis* não tem tricomas, enquanto *S. granulosoleprosum* tem uma folha completamente coberta por tricomas estrelados.

A presença de tricomas foliares pode trazer vários benefícios a essas plantas dependendo das condições ambientais, incluindo redução da transpiração, manutenção da umidade e temperatura na superfície foliar, reflexão da luz solar, absorção de água, tolerância à seca e desintoxicação de metais [26, 32–34]. Do nosso trabalho, pode-se também adicionar o efeito da tolerância à geada a essas funções protetoras dos tricomas.

A cobertura total de tricomas foliares teve uma influência positiva na tolerância à geada foliar, explicando 69% dessa variação por si só. A tolerância à geada foliar também foi explicada pela espessura da folha e pela estrutura do dossel, mas estas apresentaram menor poder preditivo do efeito de tolerância à geada (28% e 20%, respectivamente). A importância dos tricomas tem sido verificada em diversos estudos que buscam explicar como camadas mais espessas dessas estruturas podem proporcionar maior proteção contra a radiação ultravioleta e reduzir a perda de água em regiões onde a seca é mais pronunciada e com altas temperaturas [35–39].

Os tricomas podem estar associados a compostos fenólicos que aumentam a capacidade de proteção para fatores abióticos devido à sua deposição difusa nas paredes celulares. Os tricomas podem proporcionar proteção contra a radiação UV-B atuando como filtros ópticos, filtrando comprimentos de onda que poderiam danificar tecidos sensíveis [40, 41]. Além disso, misturas de fenólicos de tricomas representam uma barreira química de superfície que proporciona proteção contra fatores bióticos (herbivoria, patógenos) [42]. Assim, verificou-se que espécies com cobertura total de tricomas apresentam vantagens em áreas de restauração.

No entanto, especialmente para a cobertura do dossel afetada pela geada, que é uma variável extremamente importante na avaliação do impacto da geada, 31% da variação dos dados não foi explicada apenas pela cobertura total de tricomas. Nenhum dos outros atributos analisados por si só explicou essa variação. No entanto, a análise baseada na interação dos atributos foi surpreendente. A interação entre os três atributos (cobertura de tricomas, espessura foliar e estrutura do dossel) resultou em alto poder preditivo, explicando 74% da variação na cobertura do dossel afetada pela geada nas mudas de plantio.

A análise PCA (Figura 10) agrupou as variáveis analisadas por espécies. As espécies que sofreram o maior impacto da geada — *Guazuma ulmifolia*, *Cecropia pachystachia* e *Hymenaea courbaril* — foram mais associadas ao indicador ACC (cobertura do dossel afetada) e foram opostas ao indicador THC (cobertura de tricomas). Este indicador (THC), por sua vez, foi associado principalmente a *Solanum granulosoleprosum*, pois esta espécie apresentou cobertura total de tricomas (Figura 2), e esta espécie foi o oposto de ACC, pois foi a espécie que sofreu menos danos por geada (Tabela 1). A espécie *Tapirira guianensis* foi mais associada ao indicador THL (thickness leaf), pois possui folhas mais espessas.

Nosso resultado é compreensível, dadas as características peculiares dos tricomas relacionadas à proteção de fatores ambientais abióticos (estresse, perda de água, seca,

temperatura, radiação) e bióticos (herbivoria, fungos, bactérias) [41], filtros importantes que devem ser considerados na escolha de espécies para plantações de restauração.

Espécies de ambientes que sofrem com períodos desfavoráveis, como regiões de Tundra e Mediterrâneo, tendem a ter características adaptativas para sobrevivência, como tricomas, folhas grossas e agulhas [43–45].

A escolha de espécies com maiores chances de sucesso para serem utilizadas em áreas de restauração depende, portanto, do aprofundamento do conhecimento sobre os efeitos de eventos extremos e a capacidade de proteção dos tricomas, juntamente com características como estrutura do dossel e espessura foliar, para o maior número possível de espécies, pois essas informações ainda não estão disponíveis. Embora nosso estudo tenha sido realizado para espécies utilizadas em áreas de restauração apenas com espécies arbóreas, é possível que os atributos espessura foliar e cobertura total de tricomas sejam importantes para outras formas de vida, principalmente as trepadeiras, que são de fundamental importância para a manutenção da biodiversidade em ecossistemas e principalmente em áreas de restauração ecológica em tempos de mudanças climáticas e eventos extremos.

4.6 CONCLUSÕES

O sucesso da restauração ecológica em áreas suscetíveis a eventos extremos como geadas pode ser previsto com base nos atributos funcionais das espécies escolhidas. Mudanças com folhas completamente cobertas por tricomas, folhas mais grossas e estruturas de copa afiladas ou mais abertas são as mais propensas a resistir a eventos de geadas. Esses atributos já estão relacionados à proteção contra outras condições de estresse como perda de água, manutenção da temperatura, proteção contra herbivoria e proteção contra radiação, que são desejáveis em ecossistemas sujeitos a condições extremas.

Dentre as espécies analisadas, as menos afetadas por geadas foram *Solanum granulosoleprosum* e *Tapirira guianensis*, portanto seu uso é altamente recomendado para projetos de restauração ecológica em áreas suscetíveis a geadas. Por outro lado, outras espécies como *Guazuma ulmifolia*, *Cecropia pachystachia*, *Hymenaea courbaril*, *Inga vera* e *Senegalia polyphylla* não apresentaram boa adaptação a tais condições climáticas. Pesquisas futuras poderiam se beneficiar dos dados aqui apresentados e procurar outras espécies com características funcionais semelhantes a *S. granulosoleprosum* e *T. Guianensis*, baseando suas

escolhas na interação dos indicadores aqui analisados. Isso delinearía uma gama de espécies adequadas para uso em áreas suscetíveis à erosão, com vistas a grande sucesso na restauração ecológica.

Agradecimentos: Os autores agradecem à CAPES pela concessão de bolsas de pesquisa e à empresa AES Brasil, pela disponibilização de todos os recursos humanos e materiais para o experimento de campo; assistentes de pesquisa da CEIBA Consultoria Ambiental, pelo auxílio na coleta do material arquivado; Laboratório de Sementes e Mudanças Florestais (LASEM) e “Laboratório de Diversidade Vegetal (LADIVE)” da Universidade Federal de São Carlos da UFSCar – Campus Sorocaba.

REFERÊNCIAS

1. Chinnusamy, V; Zhu, J; Zhu, JK Cold stress regulation of gene expression in plants. *Trends in Plant Science*, 2007, 12, 444–451. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2007.07.002>
2. Preston, JC; Sandve, SR Adaptation to seasonality and the winter freeze. *Frontiers in Plant Science*, 2013, 4, 1-18. <https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00167>
3. Yadav, SK Cold stress tolerance mechanisms in plants. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 2010, 30, 515–527. <https://doi.org/10.1051/agro/2009050>
4. Adhikari, L; Baral, R; Paudel, D; Min, M; Makaju, SO; Poudel, HP; Acharya, JP; Missaoui, AM Cold stress in plants: Strategies to improve cold tolerance in forage species. *Plant Stress*, 2022, 4, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.stress.2022.100081>.
5. Hinch, DK.; Zuther, E. Introduction: Plant Cold Acclimation and Freezing Tolerance. In: *Cold Acclimation Methods in Molecular Biology*, Hinch, D; Zuther, E. (eds). Humana Press: New York, United States, 1166, pp. 1-6. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-0844-8_1
6. di Francescantonio, D; Villagra, M; Goldstein, G; Campanello, PI Drought and frost resistance vary between evergreen and deciduous Atlantic Forest canopy trees. *Functional Plant Biology*, 2020, 47, 779-791. <https://doi.org/10.1071/FP19282>
7. Inouye, DW The ecological and evolutionary significance of frost in the context of climate change. *Ecology Letters*, 2000, 3, 457-463. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2000.00165.x>
8. Whitecross, MA; Archibald, S; Witkowski, ETF Do freeze events create a demographic bottleneck for *Colophospermum mopane*? *South African Journal of Botany*, 2012, 83, 9-18. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2012.07.008>.
9. Agrawal, AA; Conner, JK; Stinchcombe, JR Evolution of plant resistance and tolerance to frost damage. *Ecology Letters*, 2004, 7, 1199-1208. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00680.x>
10. Nautiyal, PC; Rajgopal, K; Zala, PV; Pujari, DS; Basu, M; Dhadhal, BA; Nandre, BM Evaluation of wild *Arachis* species for abiotic stress tolerance: I. Thermal stress and leaf

- water relations. *Euphytica*, 2007, 159, 43–57. <https://doi.org/110.1007/s10681-007-9455-x>
11. Pereira, AR; Angelocci, LR; Sentelhas, PC Geada. In: Pereira, AR; Angelocci, LR; Sentelhas, PC (Eds) *Agrometeorologia: Fundamentos e Aplicações Práticas*. Agropecuária, Guaíba, 2002, 385-411.
 12. Carvalho, AL; Santos, DV; Marengo, JA; Coutinho, SMV; Maia, SMF Impacts of extreme climate events on Brazilian agricultural production. *Sustainability in Debate*, 2020, 11, 211-224. <https://periodicos.unb.br/index.php/sust/article/view/33814/28556>
 13. Brando, PM; Durigan, G Changes in cerrado vegetation after disturbance by frost (São Paulo State, Brazil). *Plant Ecology*, 2005, 175, 205–215. <https://doi.org/10.1007/s11258-005-0014-z>
 14. Hoffmann, WA; Flake, SW; Abreu, RCR; Pilon, NA; Rossatto, DR; Durigan, GD Rare frost events reinforce tropical savanna–forest boundaries. *Journal of Ecology*, 2019, 107, 468–477. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13047>
 15. De Antonio, AC; Scalón, MC; Rossatto, DR The role of bud protection and bark density in frost resistance of savanna trees. *Plant Biology*, 2020, 22, 55-61. <https://doi.org/10.1111/plb.13050>
 16. Rorato, DG; Araujo, MM; Tabaldi, LA; Turchetto, F; Griebeler, AM; Berghetti, ALP; Barbosa, FM Tolerance and resilience of forest species to frost in restoration planting in southern Brazil. *Restoration Ecology*, 2018, 26, 537-542. <https://doi.org/10.1111/rec.12596>
 17. Köppen, W *Climatologia: com um estudio de los climas de la tierra*. México: Fondo de Cultura Económica, 1948, 478 p.
 18. Climate-data.org. Clima: Borborema. Disponível online: <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/sao-paulo/borborema-34940/> (Acessado em: 20 de março de 2023).
 19. Endo, I. *et al.* Mapa Geológico do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brasil. Escala 1: 150.000: Uma celebração do cinquentenário da obra de Dorr (1969). In: Mapa Geológico Do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brasil. Escala 1:50.000: Uma Celebração Do Cinquentenário da Obra de Dorr (1969), 1st ed.; Castro, PTA; Endo, I; Gandini, AL. (Org.); Belo Horizonte, Brazil, 2020, v. 1, pp. 236-261.
 20. Soares, PC; Landim, PMB; Fúlfaro, VJ; Sobreiro Neto, AF Ensaio de caracterização estratigráfica do Cretáceo no Estado de São Paulo: Grupo Bauru. *Rev. Bras. Geociênc.*, 1980, 10, 177-185. DOI: 10.25249/0375-7536.1980177185
 21. Almeida, FFM; *et al.* Mapa geológico do estado de São Paulo. IPT-Série Monografias, 1981, 6.
 22. De Antonio, AD; Scalón, MC; Rossatto, DR Leaf size and thickness are related to frost damage in ground layer species of Neotropical savannas. *Flora*, 2023, 299, 152208. DOI: 10.1016/j.flora.2022.152208
 23. Felfili, JM; Eisenlohr, PV; de Melo, MMR; *et al.* *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos*, 1; Viçosa: UFV, 2011, p. 556.
 24. INMET, Instituto Nacional de Meteorologia. Normais climatológicas do Brasil 1961-1990. Available on:

- <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisclimatologicas> (Accessed on: 21 September 2023).
25. Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível online: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> (Acessado em: 27 ago. 2023).
 26. Li, P; Zhang, Y; Ye, Z; Zuo, H; Li, P; *et al.* Roles of trichomes in tea plant resistance against multiple abiotic and biotic stresses. *Beverage Plant Research*, 2022, 2, 1-13. doi: 10.48130/BPR-2022-0014
 27. Lima, MT. Funções ecohidrológicas do escoamento pelo tronco em espécies florestais em ambientes urbanos, Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, São Paulo, 2021.
 28. Kassambara, A.; Mundt, F. Factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R Package Version 1.0.6. <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>
 29. The jamovi project. Jamovi (Version 2.3) [Computer Software]. Disponível online: <https://www.jamovi.org>, 2022.
 30. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível online: <https://www.R-project.org/>, 2023.
 31. Durigan, G; Siqueira, MF; Daher, GA; Franco, C; Contieri, WA A flora arbustivo-arbórea do Médio Paranapanema: base para a restauração dos ecossistemas naturais. In: Vilas Bôas, O; Durigan, G Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Braso;/Japão. São Paulo: Páginas & Letras, 2004, p. 199-239.
 32. Wagner, GJ; Wang, E; Shepherd, RW New approaches for studying and exploiting an old protuberance, the plant trichome. *Ann. Bot.* 2004, 93, 3–11.
 33. Amada, G; Onoda, Y; Ichie, T; Kitayama, K Influence of leaf trichomes on boundary layer conductance and gas-exchange characteristics in *Metrosideros polymorpha* (Myrtaceae). *Biotropica*, 2017, 49, 482–492.
 34. LI, C; Mo, Y; Wang, N; Xing, LY; Qu, Y; Chen, YL; Yuan, Z; Ali, A; Qi, J.; Fernandez, V., Wang, Y; Kopitke, PM The overlooked functions of trichomes: Water absorption and metal detoxication. *Plant, Cell & Environment*, 2023, 46, p. 669-687.
 35. Amme, S; Rutten, T; Melzer, M; Sonnsman, G; Vissers, VPC; Schlesier, B; Mock, HP A proteome approach defines protective functions of tobacco leaf trichomes. *Proteomics*, 2005 5, 2508-2518.
 36. Mittler, R Abiotic stress, the field environment and stress combination. *Trends in plant science*, 2006, 11, 15-19.
 37. Li, S; Tossens, T; Harley, PC; Jiang, Y; Kanagerdran, A; Grosberg, M; Jaamets, K; Niinemets, U Glandular trichomes as a barrier against atmospheric oxidative stress: relationships with ozone uptake, leaf damage, and emission of LOX products across a diverse set of species. *Plant, Cell & Environment*, 2018, 41, 1263-1277.
 38. Giordano, C; Maleci, L; Agati, G; Petruccilli, R *Ficus carica* L. leaf anatomy: Trichomes and solid inclusions. *Annals of Applied Biology*, 2020, 176, 47-54.
 39. De Campos, BH; Guimarães, E; Canaveze, Y; Machado, SR Epicormic bud protection traits vary along a latitudinal gradient in a neotropical savanna. *The Science of Nature*, 2021, 108, p. 11.

40. Bickford, CP Ecophysiology of leaf trichomes. *Functional Plant Biology*, 2016, 43, 807-814.
41. Karabourniotis, G; Liakopoulos, G; Nikolopoulos, D; Bresta, P Protective and defensive roles of non-glandular trichomes against multiple stresses: structure–function coordination. *Journal of Forestry Research*, 2020, 31, 1-12.
42. Muravnik, LE The structural peculiarities of the leaf glandular trichomes: A review. In *Plant Cell and Tissue Differentiation and Secondary Metabolites* Ramawat, K; Ekiert, H; Goyal, S (eds), Reference Series in Phytochemistry. Springer Cham, Suíça, 2021, 1-35.
43. Morales, F; Abadia, A; Abadia, J; Montserrat, G; Gil-Pelegrin, E Trichomes and photosynthetic pigment composition changes: responses of *Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp. and *Quercus coccifera* L. to Mediterranean stress conditions. *Trees*, 2002, 16, 504-510.
44. Simin, T; Devie-Martin, CL; Petersen, J; Hoyer, TT; Rinnan, R Impacts of elevation on plant traits and volatile organic compound emissions in deciduous tundra shrubs. *Science of the Total Environment*, 2022, 837, p. 155783.
45. Rissanen, T; Niittynen, P; Soininen, J; Virkkala, AM, Luoto, M Plant trait-environment relationships in tundra are consistent across spatial scales. *Ecography*, 2023, e06397.

5 CONCLUSÃO GERAL

Esta tese analisou de forma integrada os gargalos regulatórios e ecológicos que ditam o sucesso da restauração ecológica em um cenário severamente impactado pelas mudanças climáticas globais. Por meio de uma abordagem que combinou a validação estatística de protocolos de monitoramento legal à ecologia funcional de comunidades florestais, o estudo elucidou que a eficácia da recomposição ecossistêmica em larga escala depende, também, de um duplo refinamento adaptativo: a escala da interpretação dos indicadores e a previsibilidade funcional dos plantios.

Os resultados empíricos demonstraram que, embora a Resolução SMA nº 32/2014 constitua um marco regulatório avançado ao focar em resultados estruturais e conceder ao profissional da área a liberdade para adotar a metodologia silvicultural que melhor convier, o modelo apresenta lacunas críticas em sua operacionalização para grandes projetos. A prática de avaliar a conformidade legal a partir de métricas agregadas por médias para o conjunto do projeto amortece a severa heterogeneidade intraprojeto e mascara polígonos em condição crítica. Essa vulnerabilidade diagnóstica revelou-se máxima para o indicador de riqueza de espécies regenerantes e expressiva para a cobertura do solo e densidade, expondo cenários em que projetos validados juridicamente como "adequados" retêm extensas clareiras degradadas e estagnadas.

Sob a perspectiva da gestão administrativa, o estudo evidencia que a conformidade burocrática atual gera falsos positivos de conformidade, criando o risco iminente de que compromissos ambientais sejam liberados e encerrados sem que áreas críticas recebam as intervenções corretivas e as vistorias direcionadas necessárias.

De forma interrelacionada, a pesquisa comprovou que a persistência desses polígonos falhos é frequentemente catalisada e agravada pela ocorrência de eventos climáticos extremos. Frente às projeções de aumento na frequência e intensidade de perturbações térmicas, como os episódios de geada severa avaliados no interior de São Paulo, o vácuo metodológico permitido pela legislação precisa ser preenchido de maneira científica e preditiva. A modelagem de atributos funcionais demonstrou de forma robusta que a sobrevivência vegetal e a resiliência do ecossistema dependem criticamente do investimento em espécies com traços morfoanatômicos específicos. A forte interação entre lâminas foliares espessas, copas afiladas ou abertas e, fundamentalmente, a cobertura total de tricomas — que isoladamente explicou

69% da variação na tolerância ao estresse por congelamento — dita o limiar entre a mortalidade catastrófica e a persistência do plantio.

Em síntese, as conclusões desta tese convergem para demonstrar que a restauração ecológica na atualidade não pode mais ser planejada ou avaliada sob pressupostos estáticos. O sucesso e a sustentabilidade de longo prazo das ações demandam que as agências reguladoras incorporem salvaguardas espaciais e regras de segurança na Resolução SMA nº 32/2014 com base na proporção de polígonos críticos, ao mesmo tempo em que os projetistas podem instrumentalizar a ecologia funcional como critério básico de seleção de espécies.

Ao aproximar as diretrizes legais e o planejamento silvicultural dos processos ecológicos reais que governam os ecossistemas tropicais, este trabalho oferece subsídios concretos para futuras revisões normativas e políticas públicas, auxiliando no caminho para a consolidação de florestas funcionalmente blindadas e resilientes diante das incertezas ambientais do século XXI.

REFERÊNCIAS

- ARONSON, James *et al.* What role should government regulation play in ecological restoration? Ongoing debate in São Paulo State, Brazil. *Restoration Ecology*, v. 19, n. 6, p. 690–695, 2011.
- BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: *Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados*, 2013.
- BRANCALION, Pedro H. S. *et al.* Strategic approaches to restoring ecosystems in Brazil. [S. l.: s. n.], 2015.
- BRITO, E. R. *et al.* Análise multicriterial da estabilidade ecológica em três modelos de restauração florestal. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 48, p. 142–157, 2018.
- CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais*, v. 7, p. 195–218, 2012.
- CHAZDON, Robin L. Second growth: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. Chicago: University of Chicago Press, 2014.
- CHAZDON, Robin L. *et al.* A policy-driven knowledge agenda for global forest and landscape restoration. *Conservation Letters*, v. 10, n. 1, p. 125–132, 2017.
- DURIGAN, Giselda *et al.* Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v. 34, n. 3, p. 471–485, 2010.
- FRANCISCO, Bruno Santos *et al.* Band planting: a new restoration technique under the multi-criteria analysis of ecological functionality. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 57, n. 1, p. 1–11, 2022.
- FRANCISCO, Bruno Santos *et al.* A practical approach to species selection for restoration in a Brazilian cerrado. **International Journal of Environmental Studies**, v. 80, n. 5, p. 1361–1372, 2023.
- FRATERRIGO, Jennifer M.; TURNER, Monica G.; PEARSON, Scott M. Interactions between past land use, life-history traits and understory spatial heterogeneity. *Landscape Ecology*, v. 21, p. 777–790, 2006.
- GUERRA, Angélica *et al.* Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest Ecology and Management*, v. 458, 117802, 2020.
- HIGGS, Eric *et al.* On principles and standards in ecological restoration. *Restoration Ecology*, v. 26, n. 3, p. 399–403, 2018.
- LEAL-FILHO, N. *et al.* Fatores condicionantes para o sucesso da regeneração natural em ecossistemas florestais. [S. l.: s. n.], 2013.

RIO DE JANEIRO (Estado). Instituto Estadual do Ambiente (INEA). Resolução INEA nº 143, de 14 de junho de 2017. Institui o Sistema Estadual de Monitoramento e Avaliação da Restauração Florestal (SEMAR). Rio de Janeiro: INEA, 2017.

LUXTON, Sarah J. *et al.* State-and-transition models as a contextual framework for leading indicators of restoration trajectories. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 16, n. 10, p. 2517–2530, 2025.

PADOVEZI, Aurelio *et al.* Native seed collector networks in Brazil: Sowing social innovations for transformative change. **People and Nature**, v. 6, n. 5, p. 1905-1921, 2024.

PARANÁ (Estado). Instituto Água e Terra (IAT). Portaria IAT nº 170, de 01 de junho de 2020. Estabelece procedimentos para elaboração, análise, aprovação e acompanhamento da execução de Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas ou Alteradas – PRAD. Curitiba: IAT, 2020.

PECL, Gretta T. *et al.* Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, v. 355, n. 6332, p. eaai9214, 2017.

PLANAVEG. Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, 2017.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Resolução SMA nº 08, de 07 de março de 2008. Fixa a orientação para os projetos de recuperação de áreas degradadas no Estado de São Paulo. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 2008.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Resolução SMA nº 32, de 03 de abril de 2014. Estabelece orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 2014.

SÃO PAULO (Estado). Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais (CBRN). Portaria CBRN nº 01, de 2015. Estabelece o protocolo de monitoramento de projetos de restauração ecológica no Estado de São Paulo. São Paulo, 2015.

VIVEIROS, Emerson *et al.* Avaliação da regeneração natural assistida em Florestas Estacionais Semidecíduais no interior de São Paulo. [S. l.: s. n.], 2021.

VIVEIROS, Emerson *et al.* How the Adequate Choice of Plant Species Favors the Restoration Process in Areas Susceptible to Extreme Frost Events. *Biology*, v. 12, n. 11, p. 1369, 2023.