



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CENTRO DE CIÊNCIAS DA NATUREZA

ANA BEATRIZ DE SOUSA FARIAS

USO DE HERBICIDAS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE SÃO PAULO

Buri

2025

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CENTRO DE CIÊNCIAS DA NATUREZA

Ana Beatriz de Sousa Farias

USO DE HERBICIDAS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE SÃO PAULO

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado como exigência parcial para
a obtenção do grau de Bacharel em
Ciências Biológicas na Universidade
Federal de São Carlos.

Orientação: Paulo Guilherme Molin

Coorientador: Carlos Delano Cardoso de Oliveira

Buri

2025

Farias, Ana Beatriz de Sousa

Uso de herbicidas em Unidades de Conservação de São Paulo / Ana Beatriz de Sousa Farias -- 2025.

94f.

TCC (Graduação) - Universidade Federal de São Carlos, campus Lagoa do Sino, Buri

Orientador: Paulo Guilherme Molin

Banca Examinadora: Rafael Barreiro Chaves, Daniel Baron

Bibliografia

1. Unidades de Conservação. 2. Restauração ecológica. 3. Espécies exóticas e Invasões biológicas. I. Farias, Ana Beatriz de Sousa. II. Uso de herbicidas em Unidades de Conservação de São Paulo.



**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
COORDENAÇÃO DO CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (CCCBIO-LS)**

Rod. Lauri Simões de Barros km 12 - SP-189, s/n - Bairro Aracaçu, Buri/SP, CEP 18290-000
Telefone: (15) 32569030 - <http://www.ufscar.br>

DP-TCC-FA nº 46/2025/CCCBio-LS/CCN/R

**Graduação: Defesa Pública de Trabalho de Conclusão de Curso
Folha Aprovação (GDP-TCC-FA)**

FOLHA DE APROVAÇÃO

ANA BEATRIZ DE SOUSA FARIAS

USO DE HERBICIDAS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE SÃO PAULO

Trabalho de Conclusão de Curso

Universidade Federal de São Carlos – Campus Lagoa do Sino

Buri, 09 de dezembro de 2025

ASSINATURAS E CIÊNCIAS

Cargo/Função	Nome Completo
Orientador	Paulo Guilherme Molin
Membro da Banca 1	Daniel Baron
Membro da Banca 2	Rafael Barreiro Chaves



Documento assinado eletronicamente por **Daniel Baron, Docente**, em 11/12/2025, às 20:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Paulo Guilherme Molin, Docente**, em 14/12/2025, às 07:57, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufscar.br/autenticacao>, informando o código verificador **2108181** e o código CRC **BE340459**.

Referência: Caso responda a este documento, indicar expressamente o Processo nº 23112.015239/2025-89

SEI nº 2108181

Modelo de Documento: Grad- Defesa TCC- Folha Aprovação, versão de 02/Agosto/2019



Documento assinado digitalmente
RAFAEL BARREIRO CHAVES
DATA: 18/12/2025 17:27:22-0300
Verifique em <https://validar.jf.gov.br>

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço de coração a minha família pelo amor, compreensão e apoio incondicional ao longo de toda minha trajetória. Aos meus pais, pela orientação, incentivo constante e por sempre acreditarem em mim, mesmo nos momentos em que eu mesma tinha dúvidas. Esse trabalho é um reflexo do carinho, suporte e confiança que me ofereceram.

Agradeço ao meu orientador, Paulo Guilherme Molin, pelo apoio e pela confiança depositada em meu trabalho, bem como pela orientação técnica que contribuiu para a conduzir este trabalho. Sua expertise e sugestões foram essenciais para a organização e o desenvolvimento desta pesquisa.

Também agradeço ao meu coorientador, Carlos Delano Cardoso de Oliveira, por acreditar no meu potencial, pela paciência, confiança e por acompanhar cada etapa deste trabalho com dedicação. Sua experiência, conselhos e incentivo constante tornaram o desenvolvimento desta pesquisa mais enriquecedor e contribuíram de maneira significativa para meu crescimento acadêmico e pessoal.

Aos professores do curso de Ciências Biológicas, pelo conhecimento compartilhado. Cada aula e ensinamento contribuíram de maneira significativa para a minha formação. Sou grata pelo exemplo de dedicação à ciência e pela motivação

Aos meus amigos e colegas, pelo companheirismo, apoio e pelas experiências vividas juntos, que tornaram tudo mais leve e agradável. Agradeço as conversas, apoio, troca de experiências e celebração em diferentes momentos, que colaboraram para o meu crescimento pessoal e profissional.

Agradeço às pessoas e instituições que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, pela orientação e disponibilização de recursos e informações essenciais. Em especial, agradeço ao Centro de Ciência de Desenvolvimento Estratégia Mata Atlântica (CCD-EMA), pelo apoio científico e acadêmico. O presente trabalho foi realizado com o apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), Brasil, processo nº 2021/11940-0.

Sou grata a todos que, direta ou indiretamente, tiveram participação na realização deste trabalho. Cada incentivo, palavra e demonstração de apoio, foram fundamentais para a minha formação e conclusão desta pesquisa.

E obrigada, vida, por este percurso que há muito tempo sonhei. Este trabalho e todas as experiências que adquiri ao longo desses anos representam, sem dúvida, a concretização de um sonho de uma criança que sonhava em se tornar bióloga e contribuir para a preservação do meio ambiente.

“O que você faz, faz a diferença, e você tem que decidir que tipo de diferença você quer fazer.”

Jane Goodall.

RESUMO

FARIAS, Ana. B. S. **Uso de Herbicidas em Unidades de Conservação de São Paulo**. 2025. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal de São Carlos, *campus* Lagoa do Sino, Buri, 2025.

Áreas protegidas são fundamentais para a conservação da biodiversidade nativa e de serviços ecossistêmicos que desempenham. No Brasil, essas áreas são regidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), e são classificadas em dois principais grupos de manejo: Proteção Integral e Uso Sustentável. Dentre os agentes que comprometem a preservação da biota em UC, destaca-se a presença de espécies exóticas invasoras, que representam um dos principais vetores de perda de biodiversidade e comprometem diretamente a efetividade da conservação e da restauração. Uma das estratégias de controle dessas espécies é o uso de métodos químicos, sendo os herbicidas uma alternativa eficiente. Nesse contexto, esta pesquisa teve como objetivo (i) avaliar a utilização de herbicidas na restauração ecológica de Unidades de Conservação paulistas (ii) verificar se há impedimentos legais ao uso de herbicidas na restauração ecológica em Unidades de Conservação e (iii) qualificar e quantificar as Unidades de Conservação nas quais é permitido e proibido o uso de herbicidas na restauração ecológica. Para isso, foram analisados a legislação ambiental vigente e os planos de manejo de cada UC estadual, verificando permissões ou restrições à utilização do controle químico. Os resultados sugerem que a ausência de orientações mais específicas nos planos de manejo tende a afetar a execução do controle químico, ocasionando diferenças na forma como as ações de manejo são desenvolvidas. Nesse contexto, torna-se importante que esses documentos incorporem orientações técnicas mais consistentes, capazes de apoiar as decisões dos gestores e favorecer a adoção de métodos eficientes e adequados às necessidades de cada UC.

Palavras-chave: áreas protegidas; conservação da biodiversidade; controle químico; invasões biológicas; planos de manejo; política pública; restauração ecológica.

ABSTRACT

Protected areas (PAs) are essential for conserving native biodiversity and the ecosystem services they provide. In Brasil, these areas are governed by the National System of Nature Conservation Units (SNUC) and are classified into two main management groups: Strict Protection and Sustainable Use. Among the factors that compromise biodiversity conservation in PAs, the presence of invasive alien species stands out, as they represent one of the main drivers of biodiversity loss and directly affect the effectiveness of conservation and restoration efforts. One of the strategies used to control these species is the application of chemical methods, with herbicides being an efficient alternative. In this context, this research aims to (i) evaluate the use of herbicides in ecological restoration within protected areas in the state of São Paulo, (ii) determine whether legal restrictions exist regarding herbicide use in ecological restoration in these areas, and (iii) identify and quantify the protected areas in which herbicide use is permitted or prohibited for restoration purposes. In order to achieve the goals, the current environmental legislation and the management plans of each state-level PA were analyzed to verify permissions or restrictions regarding the use of chemical control. The results suggest that the lack of specific guidelines in management plans tends to affect how chemical control is implemented, leading to differences in how management actions are carried out. In this context, it is important that these documents incorporate more consistent technical guidance capable of better supporting decision-making by managers and promoting the adoption of efficient methods suited to the needs of each protected area.

Keywords: biodiversity conservation; biological invasions; chemical control; ecological restoration; management plans; protected areas; public politics.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Presença de espécies exóticas em Unidades de Conservação de São Paulo.....	37
Figura 2 - Termos utilizados para substâncias químicas em planos de manejo de Unidades de Conservação de São Paulo.....	39
Figura 3 - Regulamentação do uso de herbicidas em Unidades de Conservação paulistas de acordo com o plano de manejo.....	40
Figura 4 - Regulamentação do uso de agroquímicos em Unidades de Conservação paulistas de acordo com o plano de manejo.....	41
Figura 5 - Regulamentação do uso de agrotóxicos em Unidades de Conservação paulistas de acordo com o plano de manejo.....	42
Figura 6 - Regulamentação do uso de herbicidas em diferentes grupos de acordo com o plano de manejo.....	43
Figura 7 - Regulamentação do uso de agroquímicos em diferentes grupos de acordo com o plano de manejo.....	44
Figura 8 - Regulamentação do uso de agrotóxicos em diferentes grupos de acordo com o plano de manejo.....	45
Figura 9 - Regulamentação do uso de herbicidas em diferentes categorias de manejo.....	46
Figura 10 - Regulamentação do uso de agroquímicos em diferentes categorias de manejo..	47
Figura 11 - Regulamentação do uso de agrotóxicos em diferentes categorias de manejo....	47
Figura 12 - Regulamentação do uso de substâncias químicas nas Zonas de UC.....	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Dados básicos das UC cujo plano de manejo foi analisado.....	72
Tabela 2 - Registros de espécies exóticas em UC de São Paulo, com base em listas e planos de manejo.....	76

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	13
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	18
2.1. ÁREAS PROTEGIDAS.....	18
2.1.1. Contexto Histórico.....	18
2.1.2. Mecanismos Legais.....	20
2.2. RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA.....	22
2.2.1. Abordagens e técnicas de restauração ecológica.....	25
2.3. ESPÉCIES VEGETAIS EXÓTICAS E INVASÕES BIOLÓGICAS.....	27
2.3.1 Estratégias De Manejo.....	31
2.3.2 Controle de espécies vegetais invasoras por meio de métodos químicos.....	32
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	35
3.1. REGIÃO DE ESTUDO.....	35
3.2. COLETA DE DADOS.....	36
4. RESULTADOS.....	37
4.1 LEVANTAMENTO DE ESPÉCIES EXÓTICAS.....	37
4.2 REVISÃO DOS MECANISMOS LEGAIS.....	38
4.3 REVISÃO DOS PLANOS DE MANEJO.....	38
5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	48
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	53

1. INTRODUÇÃO

As áreas protegidas surgiram como uma resposta às crescentes pressões provenientes de atividades antrópicas à biodiversidade e aos recursos naturais, e tem como objetivo a proteção de ecossistemas e a manutenção de serviços ecossistêmicos que beneficiam as populações humanas (Fonseca *et al.*, 2010). Em nível nacional, essas áreas são regulamentadas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), instituído pela Lei Federal Nº 9.985/2000, a qual estabelece diretrizes para criação, implementação, gestão e manejo das Unidades de Conservação (UC) (Brasil, 2000). Segundo esse instrumento legal, entende-se por UC o “espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção”. O SNUC divide as UC em dois grupos de manejo — Proteção Integral e Uso Sustentável —, cada um contendo diferentes categorias, variando quanto ao grau de intervenção e o uso dos recursos naturais (Brasil, 2000). Dessa forma, a existência dessas áreas contribui diretamente para a preservação e conservação de ecossistemas naturais, e para a proteção da biota nativa, principalmente das espécies em risco de extinção. Além disso, essas também promovem o manejo sustentável dos recursos ambientais, a manutenção dos serviços ecossistêmicos e a valorização do conhecimento e das práticas culturais de povos tradicionais (MMA, 2022).

O plano de manejo (PM) é a principal ferramenta de gestão e planejamento de uma UC, constituindo um documento técnico obrigatório que, conforme o SNUC, estabelece o zoneamento e as diretrizes que orientam o uso da área e o manejo de seus recursos naturais, sempre em consonância com os objetivos gerais da unidade. Além disso, o SNUC determina que cada UC deve elaborar seu PM no prazo de cinco anos a partir de sua criação (Brasil, 2000).

Instrumentos legais constituem ferramentas fundamentais para a conservação e restauração da biodiversidade do Brasil. Além da Lei 9.985/2000, a legislação ambiental brasileira também inclui outras normas. Em seu artigo 225, a Constituição Federativa do Brasil de 1988 estabelece que “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (Brasil, 1988). A Lei Federal Nº 12.651/2012 (Lei de Proteção da Vegetação Nativa) também

configura um importante marco ao estabelecer normas e diretrizes para a preservação da vegetação nativa e o uso de seus recursos naturais, instituindo Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reservas Legais (RL), inclusive em propriedades rurais (Brasil, 2012). No que se refere à restauração ecológica, em 2017, por meio do Decreto Nº 8.972/2017, instituiu-se a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Proveg), cujo objetivo é a promoção de políticas, programas e ações de recuperação de florestas nativas (Brasil, 2017). Seu principal instrumento é o Plano Nacional de Recuperação de Vegetação Nativa (Planaveg), que determina diretrizes e estratégias para viabilizar a recuperação de 12 milhões de hectares de vegetação nativa até 2030 por meio de políticas públicas, planos e programas, em concordância com o compromisso assumido pelo país no Acordo de Paris (MMA, 2024). Assim, além de fundamentar a criação e gestão de áreas protegidas, esses mecanismos legais também ampliam políticas públicas voltadas à restauração e conservação em diferentes escalas.

Há diversos vetores que ameaçam a biodiversidade global, em sua maioria decorrentes de atividades de origem antrópica, como a alteração no uso de terras e do mar, mudanças climáticas, poluição e exploração direta (Díaz *et al.*, 2019). Da mesma maneira, espécies exóticas invasoras (EEI) representam um dos principais agentes de perda de biodiversidade (Dechoum *et al.*, 2024), provocando mudanças significativas na estrutura, dinâmica e funcionamento de ecossistemas (Vitousek *et al.*, 1997), além de constituir uma das principais causas de extinção (Díaz *et al.*, 2019). Em UC, esse fenômeno é ainda mais preocupante, uma vez que ameaça a eficácia de preservação e conservação dessas áreas protegidas (Sampaio & Schmidt, 2014).

Invasões biológicas são caracterizadas pela introdução, intencional ou não, de espécies animais, vegetais ou de microorganismos em áreas fora de sua distribuição natural, a partir de ações antrópicas (Dechoum *et al.*, 2024). Para serem consideradas invasoras, é necessário que passem por diferentes etapas em que ultrapassem filtros bióticos e abióticos (Richardson *et al.*, 2000). Para plantas e vertebrados, as vias e vetores de introdução são predominantemente intencionais, considerando que são utilizadas em atividades humanas, como o cultivo e a criação em cativeiro (Saul *et al.*, 2017). Para espécies vegetais, por exemplo, a horticultura e forragem somam quase 60% das causas de introdução, enquanto as razões não intencionais totalizam menos de 10% (Zenni, 2014).

Invasões biológicas geram uma série de impactos ecológicos e também econômicos. Esse vetor promove a perda da riqueza e abundância da biodiversidade nativa, compromete os serviços ecossistêmicos, reduz a qualidade de vida humana e ameaça a integridade de

comunidades e ecossistemas naturais (Díaz *et al.*, 2019). Outros impactos incluem a perda de material genético por hibridização entre a biota nativa e a exótica invasora (Vilà *et al.*, 2000), além de prejuízos econômicos consideráveis referentes aos danos e manejo dessas espécies, estimados em mais de 2 trilhões de dólares entre 1970 e 2020 em nível global (Leroy *et al.*, 2022). No Brasil, os custos estimados somam cerca de 105 bilhões de dólares dentro de um período de 35 anos (1984-2019), dos quais somente 1,19 bilhões foram investidos em ações de manejo (prevenção, controle e erradicação), enquanto a maior parte dos gastos foram voltados a danos e perdas causados por invasões biológicas (Adelino *et al.*, 2021).

Segundo o Relatório Temático Sobre Espécies Exóticas Invasoras, Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos realizado pela Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (2024), no Brasil há mais de 500 espécies exóticas consideradas invasoras. Desse total, 202 são plantas (198 terrestres e 4 aquáticas) (Dechoum *et al.*, 2024). Espécies vegetais invasoras reduzem significativamente o *fitness* e o crescimento de plantas nativas, e modificam a estrutura da vegetação ao diminuir a diversidade e abundância de comunidades (Vilà, 2011). Os impactos dessas plantas também incidem sobre espécies animais ao diminuir o *fitness* e abundância, embora em menor proporção. Além disso, também interferem na ciclagem de nutrientes (Vilà, 2011), em propriedades e na microbiota do solo (Jordan *et al.*, 2007), em processos de polinização de nativas e interações planta-polinizador (Kovács-Hostyánszki *et al.*, 2022), além de alterar o regime do fogo (Brooks *et al.*, 2004).

Em UC, a presença dessas espécies interfere nos objetivos que envolvem a conservação e restauração (Sessegolo, 2005), o que demanda o estabelecimento de estratégias eficazes de manejo. No Brasil, a região sudeste é a segunda com maior número de impactos registrados, com 63 registros distribuídos entre 21 espécies, atrás somente da região sul do país, com 293 registros e 71 espécies. Para espécies vegetais terrestres, mais de 50% do total de registros ocorrem em UC, e as categorias mais representativas foram Estações Ecológicas (35%) e Parques Nacionais e Estaduais (45%) (Dechoum, 2024).

Considerando os impactos negativos que essas espécies vegetais podem causar à biodiversidade, a adoção de estratégias de controle é indispensável (D'Antonio *et al.*, 2004). As ações de manejo voltadas à EEI devem contemplar aspectos ecológicos, sociais e econômicos relacionados às espécies e seus impactos (diretos e indiretos), e as áreas em que incidem. Dessa forma, é possível estabelecer prioridades e conduzir tomadas de decisões efetivas e pertinentes à restauração ecológica (Ziller, 2010). Áreas naturais pouco perturbadas ou espécies cuja performance resulte em maiores danos, por exemplo, serão prioritárias na execução de ações de manejo (Durigan *et al.*, 2013). Em áreas protegidas, cabe aos gestores

definir essas prioridades, buscando a redução ou erradicação das populações de invasoras (Usher, 1988). UC demandam planejamentos específicos para o controle de invasões biológicas, que considerem para além do núcleo e áreas de interesse, a zona de amortecimento e áreas adjacentes. A elaboração desses planos deve ser incentivada com urgência, tendo como objetivo a detecção e intervenção precoce de infestações em progresso e a mitigação de impactos (Ziller, 2010).

Há dois principais tipos de controle de espécies vegetais exóticas invasoras: o mecânico e o químico (Dechoum *et al.*, 2024) — que podem ser combinados a depender da necessidade. Os métodos mecânicos incluem a remoção manual por meio de arranque, corte e roçada (Dechoum; Ziller, 2012) e o emprego do fogo (Bracantelli *et al.*, 2024). O controle químico faz uso de herbicidas, cujo mecanismo age sobre enzimas envolvidas na síntese de aminoácidos, na inibição da fotossíntese, na divisão celular, na síntese de lipídios e carotenoides e na indução do fotobranqueamento (Duke, 1990). A aplicação de herbicidas ocorre através de diferentes técnicas, considerando o hábito de crescimento da planta. Para palmeiras, aplica-se no estipe injeções de herbicidas (Lazzaro *et al.*, 2019), enquanto que para bambus e arbustos realiza-se o corte seguido da aplicação do produto na porção remanescente ou folhas (ICMBio, 2019). No caso de árvores, o manejo consiste no corte na base do tronco, seguido da aplicação do produto sobre o toco, e, para plantas de hábito herbáceo e ervas, geralmente utiliza-se herbicidas de aspersão foliar (Dechoum *et al.*, 2024). Os métodos de controle podem ser utilizados de forma integrada com o objetivo de garantir o sucesso de redução ou erradicação dessas espécies. Em estudo conduzido por Dechoum e Ziller (2013), o corte do caule de plantas lenhosas, seguido da aplicação do herbicida Triclopir foi eficiente para o controle das espécies *Casuarina equisetifolia* L., *Psidium guajava* L., *Hovenia dulcis* Thunb., *Terminalia catappa* L. e *Syzygium cumini* (L.) Skeels. A combinação de herbicidas, seguido da remoção manual após sete dias, também foi eficaz no controle das gramíneas africanas *Urochloa eminii* (Mez) Davidse e *Melinis minutiflora* P.Beauv (Castillioni, 2015).

Herbicidas têm se mostrado mais efetivos no controle de invasões vegetais do que métodos mecânicos (Florido *et al.*, 2021). Estes últimos geralmente não são suficientes para conter a maioria das espécies invasoras a longo prazo, sendo mais adequadas para o manejo de pequenas populações limitadas a pequenas áreas (Wittenberg; Cock, 2001). O uso de herbicidas apresenta maior eficiência na erradicação ou supressão de plantas alvo, com menor demanda de mão de obra e custos mais baixos (Wagner *et al.*, 2017). No entanto, sua aplicação em ambientes naturais gera preocupações sobre possíveis impactos não intencionais que podem causar a poluição ambiental e afetar organismos não alvo, incluindo populações

humanas (Weidlich *et al.*, 2020). Portanto, o uso de herbicidas deve ser criteriosamente planejado, considerando seus benefícios e potenciais riscos no manejo de espécies vegetais invasoras.

Nesse contexto, é evidente que a conservação da biodiversidade e atributos em UC demanda a supressão efetiva de vetores de ameaça, como as espécies exóticas invasoras. Considerando os impactos ecológicos e econômicos provocados por essas espécies, é relevante entender como o seu controle é abordado em planos de manejo de UC, uma vez que tais documentos são fundamentais para orientar a tomada de decisões, ações de conservação e restauração, e garantir os objetivos estabelecidos para essas áreas protegidas.

Em diversos ecossistemas que sofrem com a dominância de espécies invasoras, o controle químico é a alternativa com melhor custo benefício. Araújo *et al.* (2025) indicou que os herbicidas glifosato e Haloxifop foram eficientes em reduzir a cobertura de invasão da espécie *Urochloa decumbens*. Contudo, dentro de Unidades de Conservação, ações de manejo focadas na conservação da biodiversidade nativa devem respeitar as especificações contidas nos planos de manejo aprovados. Desta forma, considerando a ausência de limitações legais ao uso de herbicidas dentro de UC, fica regido aos planos de manejo a permissão ou proibição do uso de herbicidas nesses locais. Portanto, entender se os planos de manejo de UC aprovados permitem ou proíbem o uso de herbicidas para controle de espécies invasoras e restauração ecológica é importante para se conhecer se a inviabilidade do controle químico pode ser um fator desfavorável à conservação da diversidade biológica nativa em UC. O levantamento destas informações é relevante para orientar o processo de tomada de decisões e subsidiar ações de manejo, conservação e restauração em UC, além de fornecer bases para o estabelecimento de políticas públicas abrangentes voltadas à gestão de áreas protegidas. Nesse sentido, o objetivo do presente estudo foi (i) analisar a utilização de herbicidas na restauração ecológica de Unidades de Conservação paulistas, (ii) avaliar se há impedimentos legais ao uso de herbicidas na restauração ecológica em UC e (iii) qualificar e quantificar as Unidades de Conservação nas quais é permitido e proibido o uso de herbicidas na restauração ecológica.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. ÁREAS PROTEGIDAS

As áreas protegidas configuram como um dos principais instrumentos no que tange a conservação da biodiversidade (Bensusan, 2006). Segundo a IUCN, uma área protegida é definida como um espaço geográfico delimitado, reconhecido, dedicado e manejado, através de meios legais ou outros efetivos, com o objetivo de conservar a natureza a longo prazo, bem como seus serviços ecossistêmicos e valores culturais (Dudley, 2008). Atualmente, as áreas protegidas totalizam cerca de 261.766, abrangendo cerca de 17,6% da superfície terrestre e cerca de 8,4% dos oceanos e áreas costeiras globais (UNEP-WCMC; IUCN, 2024).

A criação e manutenção dessas áreas promove benefícios aos ecossistemas em que estão inseridas e também a sociedade. Elas podem ser utilizadas como uma estratégia para mitigar o desmatamento e fragmentação da paisagem (Sánchez-Azofeifa *et al.*, 1999), atuando como refúgios para espécies ameaçadas e garantindo a conectividade entre remanescentes de habitats naturais. Além disso, as áreas protegidas contribuem para a preservação de serviços ecossistêmicos como proteção de recursos hídricos, segurança alimentar, armazenamento de carbono, manutenção no estoque de peixes, bem como a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas (Watson *et al.*, 2014). No contexto social, essas áreas também possuem papel relevante na valorização cultural e no desenvolvimento. Comunidades tradicionais, povos indígenas e populações locais frequentemente dependem dos recursos naturais existentes nessas regiões, estabelecendo uma relação de manejo que alia conservação e uso sustentável (Dudley, 2008). Assim, a gestão das áreas protegidas deve considerar não apenas a conservação biológica, mas também as dimensões socioculturais e econômicas associadas.

2.1.1. Contexto Histórico

O conceito de áreas protegidas surgiu em meio às transformações sociais e econômicas ocorridas durante o século XIX, quando o avanço da industrialização e a expansão das fronteiras agrícolas passaram a exercer forte pressão sobre ambientes naturais. Nesse contexto, emergiu a percepção de que certos espaços deveriam ser preservados da exploração humana, *a priori* para preservar áreas naturais de valor paisagístico para as futuras gerações (Bensusan, 2006). Essa concepção teve influência do transcendentalismo romântico, e dos avanços científicos, principalmente a partir de trabalhos de autores como Carl Von Linné (1707-1778), Alfred Russel Wallace (1823-1923) e Charles Darwin (1809-1882).

Paralelamente a isso, o processo de independência dos Estados Unidos em relação a Inglaterra também atuou como um dos impulsos a valorização e preservação de paisagens naturais. Ambientes outrora hostilizados pela colônia européia, passaram a ser vistos como elementos importantes na construção da identidade cultural norte-americana (Franco *et al.*, 2015).

O marco inicial desse movimento foi a criação do Parque Nacional de Yellowstone, nos Estados Unidos, em 1872, considerado a primeira área protegida do mundo. Esse modelo inspirou diversos outros países a instituírem políticas semelhantes que prevalecem desde então (Bensusan, 2006). Em 1885, o Canadá criou seu primeiro parque nacional; a Nova Zelândia fez o mesmo em 1894, seguida da África do Sul e Austrália em 1898, Argentina em 1903 e Chile em 1926. Todos carregando a mesma motivação que culminou na criação do Parque de Yellowstone, ou seja, a proteção de áreas naturais intocadas e de valor paisagístico (Franco *et al.*, 2015).

Nas décadas seguintes, a ideia se expandiu e se consolidou como uma estratégia internacional de conservação, apoiada por setores multilaterais e conferências ambientais. Em 1948, a Organização das Nações Unidas para Educação, Ciência e Cultura (UNESCO) criou a União Internacional para a Proteção da Natureza (IUPN) que, posteriormente, em 1956, veio a ser renomeada como União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) (Franco *et al.*, 2015). A criação dessa rede representou um marco histórico na conservação de áreas a nível mundial (Lockwood *et al.*, 2006), promovendo a consolidação conceitual e técnica dessas áreas, além do estabelecimento de diretrizes e padronização de categorização e manejo (Dudley, 2008). A partir da segunda metade do século XX, especialmente após a United Nations Conference on the Human Environment (Estocolmo, 1972) e a United Nations Conference on Environment and Development (Rio de Janeiro, 1992), as áreas protegidas passaram a ganhar reconhecimento. A partir de então, deixaram de ser vistas apenas como instrumentos de conservação da biodiversidade, e passaram a ser vistas também como áreas fundamentais para o desenvolvimento sustentável, mitigação dos processos de degradação ambiental, a proteção dos serviços ecossistêmicos e a valorização de ecossistemas pela sociedade (Scanlon; Burhenne-Guilmin, 2004).

No Brasil, ainda no período colonial, houve algumas iniciativas voltadas à proteção, controle ou gestão de recursos naturais, como o “Regimento do Pau-Brasil”, que estabelecia normas de exploração do pau-brasil na época. Apesar disso, as movimentações para a criação de parque ganharam maior visibilidade somente em 1876, através do engenheiro André

Rebouças, que propôs a criação dos Parques Nacionais Sete Quedas e Ilha do Bananal. Embora o projeto não tenha se estabelecido, ainda sim caracterizou uma importante contribuição para a gênese dessas áreas. Em comparação a outros países, a adesão ao movimento de constituição de parques foi tardia no país, de modo que a primeira área protegida só foi criada em 1937, no Rio de Janeiro, chamada de Parque Nacional do Itatiaia (Medeiros, 2006).

2.1.2. Mecanismos Legais

No que se refere às ferramentas legais, em 1934 a proteção da natureza passou a constituir, pela primeira vez, um dos princípios fundamentais da Constituição brasileira, sob responsabilidade colaborativa entre a União, Estados e municípios, de modo que foi considerada patrimônio nacional. No mesmo ano, outros instrumentos legais foram originados, como o Código Florestal (1934), o Código de Caça e Pesca, o Decreto de Proteção aos animais (1934) e o Código de Águas (1934). Todos tinham o objetivo comum de preservação da natureza (Medeiros, 2004). A partir disso, foram criadas as primeiras áreas protegidas do Brasil. No entanto, a princípio esse processo ocorria de forma desordenada, sem considerar um planejamento integrado, e era principalmente motivado por razões estéticas e políticas. A partir da década de 1970 intensificaram-se as discussões sobre a necessidade de estruturar de forma mais eficaz esse processo, gerando uma série de trabalhos destinados a isso, como o “Plano do Sistema de Unidades de Conservação do Brasil” (Mercadante, 2001). No entanto, a concretização desse sistema só ocorreu no ano 2000, com a instituição do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), pela Lei nº 9.985/2000, que estabeleceu critérios e diretrizes para a criação e gestão de UC, além de categorizar áreas protegidas, unificando o que antes se encontrava fragmentado em diferentes aspectos legais (Medeiros, 2006).

Instituído pela lei 9.985/2000, o SNUC determina diretrizes para criação, implementação, gestão e manejo das UC. Segundo a mesma lei, a definição de dessas áreas é “espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção” (Brasil, 2000). O SNUC também representou a materialização dos princípios da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), assinada pelo Brasil durante a Conferência do Rio (1992). Essa convenção estabeleceu metas globais voltadas à

conservação da biodiversidade, ao uso sustentável dos recursos biológicos e à repartição justa dos benefícios derivados de seu uso (MMA, 2000). Em suas últimas edições, reafirmou-se a importância dessa convenção. Um de seus marcos é o Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework (KMGBF), definido na COP 15 em 2022 que inclui a meta de que 30% das áreas terrestres, aquáticas e costeiras sejam efetivamente conservadas até 2030 (CBD, 2022). Além disso, o mesmo acordo prevê a restauração de pelo menos 30% dos ecossistemas degradados até 2030. Na COP 16, realizada em 2024, as partes envolvidas aperfeiçoaram as estratégias para verificar a implementação do KMGBF, bem como acordaram um caminho para a mobilização de recursos, com o objetivo de reduzir a lacuna global de financiamento da biodiversidade (CBD, 2025). Nesta última edição, foi estabelecida a meta de mobilizar pelo menos 200 bilhões de dólares por ano até 2030, incluindo 20 bilhões de dólares anuais em fluxos internacionais até 2025, aumentando para 30 bilhões de dólares até 2030.

O SNUC divide esses espaços protegidos em dois grandes grupos, cada um com diferentes categorias de manejo: Proteção Integral (PI) e Uso Sustentável (US). As UCPI tem como objetivo principal proteger os ecossistemas, e os recursos naturais dessas áreas só podem ser utilizados de forma indireta, salvo em casos previstos por lei (Brasil, 2000). Nesse grupo, há cinco categorias de unidade, sendo elas: Estação Ecológica, Monumento Natural, Parque Nacional, Refúgio de Vida Silvestre e Reserva Biológica. Quanto às UC de Uso Sustentável, sua criação se pauta no objetivo de compatibilizar o uso de seus recursos e a conservação da natureza (Brasil, 2000). As categorias que compõem o grupo são: Floresta Nacional, Área de Proteção Ambiental, Reserva Extrativista, Área de Relevante Interesse Ecológico, Reserva de Fauna, Reserva Particular do Patrimônio Natural e Reserva de Desenvolvimento Sustentável (Brasil, 2000). De acordo com o CNUC (2025), no Brasil há atualmente 3300 UC que cobrem cerca de 260 milhões de hectares, e que são, em sua maioria, de Uso Sustentável.

2.1.3 PLANO DE MANEJO

Essas áreas são regidas por um documento técnico próprio elaborado durante o processo de criação da UC, denominado Plano de Manejo (PM), utilizado para registrar as abordagens de gestão, decisões tomadas, suas bases e orientações para futuras gestões (Thomas; Middleton, 2003). É por meio do PM que são determinadas normas e diretrizes para a gestão da área, considerando seus aspectos bióticos, abióticos e socioculturais do interior e entorno,

e a partir disso, delimita-se as zonas e as atividades que podem ser realizadas em cada uma, além de orientar o planejamento de programas de gestão (Brasil, 2000).

O PM é um instrumento vivo, que necessita de revisões periódicas para assegurar sua eficiência diante de mudanças nos aspectos ambientais e/ou socioeconômicos (ICMBio, 2020). A realização regular de avaliações sobre a implementação dos planos de manejo constitui um instrumento importante para evitar que esses documentos percam sua funcionalidade prática na rotina de gestão (Hockings *et al.*, 2006). Avaliações que consideram os resultados ou impactos da gestão promovem uma medida mais assertiva da efetividade, mas dependem de objetivos claramente definidos no próprio plano, ou dos resultados desejados (Hockings, 1998).

As UC que possuem PM dispõem de um importante instrumento para sua gestão, que reflete positivamente em seus componentes, como a Zona de Amortecimento (ZA) (Medeiros *et al.*, 2021). Além disso, o manejo efetivo de áreas protegidas reduz o desflorestamento (Powlen *et al.*, 2021) e a perda de biodiversidade (Geldmann *et al.*, 2017). Os resultados do estudo de Nelson e Chomitz (2009), que utilizaram incêndios florestais como indicador de desmatamento e liberação de carbono, mostram que, em escala global para as florestas tropicais, as áreas protegidas registram uma frequência de incêndios significativamente menor quando comparadas às áreas não protegidas. Dessa forma, a elaboração e a implementação efetiva de PM constituem um componente estratégico para orientar decisões territoriais e reduzir pressões antrópicas, alinhando-se a evidências de que instrumentos de planejamento ambiental são essenciais para evitar trajetórias de uso da terra que intensificam perdas de serviços ecossistêmicos e outros impactos futuros (Guerra *et al.*, 2025).

2.2. RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

A restauração ecológica é o processo de contribuir na recuperação de um ecossistema que foi anteriormente degradado, danificado ou destruído (SER, 2004). Ela consiste em um conjunto de ações para recuperar ecossistemas que passaram por processos de dano ambiental, causada principalmente por processos antrópicos, restabelecendo a funcionalidade e estrutura de ecossistemas (Rey Benayas *et al.*, 2009). Ela integra um *continuum* de atividades e ações que visam auxiliar a recuperação de ecossistemas degradados, suas condições ambientais e reverter a fragmentação, podendo assumir diferentes formas conforme o contexto ecológico e os objetivos de manejo (Gann *et al.*, 2019). Além disso, ela

é um dos principais componentes em projetos de conservação e fundamental para garantir a sustentabilidade (Aronson & Alexander, 2013).

Na restauração, o conhecimento histórico do ecossistema é um dos pontos chave, uma vez que atua como uma base de referência, ajudando a esclarecer tanto o funcionamento passado dos ecossistemas quanto às possíveis formas pelas quais eles podem responder diante novas condições (Higgs *et al.*, 2014). A partir disso, é possível estabelecer a direção geral e os limites dessa trajetória a partir da integração de diferentes fontes de conhecimento, como informações sobre a estrutura, composição e funcionamento prévios do ecossistema danificado, estudos comparativos com ecossistemas similares ainda conservados, dados sobre as condições ambientais regionais e referências ecológicas, culturais e históricas associadas à área. (SER, 2004) A integração de informações permite delinear um modelo de referência adequado ao ecossistema, a partir de dados ecológicos de base e modelos preditivos (Comer *et al.*, 2025), de modo a orientar restauração dos atributos do ecossistema, tais como composição, estrutura, padrões, heterogeneidade, função, dinâmica e resiliência (Hobbs; Norton, 2006).

O tema ganhou mais espaço a partir de alguns eventos. A Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB) em 1992, estabeleceu, que, para a conservação *in situ*, ecossistemas degradados requerem a recuperação e restauração, bem como a preservação de espécies ameaçadas, por meio do planejamento e implementação de estratégias de gestão (MMA, 2000). A Década das Nações Unidas da Restauração de Ecossistemas (2021–2030), frisa a urgência de restaurar ambientes, a fim de Metas de Desenvolvimento Sustentável, principalmente relacionadas às mudanças climáticas, redução da pobreza, segurança alimentar e da água e conservação da biodiversidade (UNEP, 2020).

No Brasil, a restauração ecológica tem sido incorporada de forma crescente às políticas públicas ambientais, especialmente por meio do Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651/2012) (Brasil, 2012) e do Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Planaveg, 2017), que nada mais é do que a principal ferramenta de implementação da Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Proveg), instituída pelo Decreto nº 8.972/2017 (Brasil, 2017). O Planaveg define objetivos para promover a recuperação de vegetação nativa através de políticas, programas e ações, visando tornar possível a restauração de 12 milhões de hectares de floresta até 2030 (Brasil, 2017), em consonância com os compromissos internacionais firmados pelo Brasil no âmbito do Acordo de Paris, quando em sua NDC o país comprometeu-se a reduzir as emissões de gases de efeito estufa

em 37% até 2025 e em 43% até 2030, tomando como base os níveis de emissões estimados para o ano de 2005 (MCTI, 2021).

Um importante movimento nacional nessa área é o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, criado em 2009, cujo objetivo é a conservação do bioma e sua restauração de 15 milhões de hectares até 2050 (Brançalion *et al.*, 2013). Assim, viabiliza-se o aumento da cobertura florestal da Mata Atlântica a um valor superior a 30%, valor estimado para cerca de 150 milhões de hectares do bioma, dos quais cerca de 15 mi de hectares que podem ser alvo de ações de restauração (Tambosi *et al.*, 2013). No âmbito de UC, foram identificados cerca de 185,1 mil de ha passíveis de restauração, o que corresponde a 12,34% da meta de 1,5 milhão de hectares estabelecida pelo Plano de Ação Climática do Estado de São Paulo (Fernandes, 2025). Desse total, o estudo apontou aproximadamente 34 mil ha localizados em UC de Proteção Integral, enquanto os demais 151,1 mil ha estão localizados nas respectivas Zonas de Amortecimento. Com isso, a iniciativa não apenas contribui para a geração de trabalho e renda (Brançalion *et al.*, 2022), conservação da biodiversidade, manutenção de serviços ecossistêmicos e adequação das atividades agropecuárias à legislação, mas também integra esforços de diferentes esferas sociais, incluindo órgãos governamentais, organizações não-governamentais, associações de comunidades tradicionais e proprietários rurais (Rodrigues *et al.*, 2009).

Ações de restauração a longo prazo promovem diferentes benefícios. De acordo com o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP, 2020), a recuperação de 350 milhões de hectares de áreas degradadas até 2030 representa um estímulo à economia rural, podendo gerar um valor equivalente a 9 trilhões de dólares em serviços ecossistêmicos, além de contribuir para o declínio da pobreza. Além disso, ações de restauração ampliam o potencial de redução de CO₂ por meio do aumento do acúmulo de carbono em biomassa e solos, fortalecendo o papel dos ecossistemas como sumidouros naturais relevantes para a mitigação climática (IPCC, 2019), e também viabilizam solos mais saudáveis, capazes de armazenar e reciclar nutrientes, favorecendo sistemas agrícolas mais produtivos e contribuindo para a segurança alimentar (FAO, 2015). Ecossistemas restaurados abrigam maior diversidade de espécies, aumentando riqueza e abundância biológica (Rey Benayas *et al.*, 2009), contribuindo indiretamente para a proteção de cerca de um milhão de espécies que estão atualmente ameaçadas de extinção (IPBES, 2019). Da mesma forma, a restauração de ambientes costeiros e marinhos contribui para o retorno de alguns dos mais ricos *hotspots* de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000). Estima-se que entre 25% e 50% dos ecossistemas de

carbono azul já tenham sido degradados ou convertidos em outros usos, e sua recuperação pode contribuir com até 14% do potencial global necessário para conter o aumento da temperatura global em até 2 °C, reforçando a importância de sua restauração como estratégia de mitigação das mudanças climáticas (UNEP, 2020).

2.2.1. Abordagens e técnicas de restauração ecológica

A efetividade da restauração ecológica depende da escolha adequada das abordagens e técnicas a serem empregadas, considerando o contexto ecológico, social e econômico da área degradada. A escolha de quais intervenções de restauração serão realizadas depende de fatores como a resiliência do ecossistema, do grau de degradação, das características da paisagem e da área alvo, das metas estabelecidas no projeto e dos recursos disponíveis, a fim de definir a escala do projeto (Holl & Aide, 2011). Holl (2023) exemplifica que ambientes altamente degradados demandam de maior interferência humana, uma vez que a regeneração natural dificilmente ocorreria no tempo ideal. Diferentes objetivos de restauração requerem diferentes técnicas (Mansourian *et al.*, 2005). Ademais, a avaliação da capacidade de recuperação de espécies individuais auxilia na escolha de abordagens mais apropriadas, possibilitando o uso eficiente do capital e outros aspectos para a restauração (Gann *et al.*, 2009).

De modo geral, as abordagens de restauração ecológica podem variar em um *continuum* que varia entre mais ou menos intervenções (Chazdon *et al.*, 2021). No extremo inferior desse *continuum*, está a restauração passiva, que implica em cessar atividades que impactam os processos naturais de regeneração (DellaSala, *et al.*, 2003), de modo a viabilizar a colonização natural de áreas por espécies e sucessão secundária (Rey Benayas *et al.*, 2008). Também chamada de regeneração natural ou espontânea, é geralmente utilizada quando a degradação ambiental é baixa e os aspectos bióticos e abióticos ainda são viáveis, como a retenção da camada superficial do solo ou recolonização viabilizada por populações vizinhas, o que permite a recuperação natural da fauna e flora. Isso é possível após o cessar das fontes de degradação, através da remoção de elementos como contaminantes, pesca descomedida, pastoreio indevido, regimes de fogo inadequados e restrições do fluxo de água (Gann *et al.*, 2019).

A regeneração assistida é geralmente aplicada em locais onde o dano ambiental é de nível intermediário, de forma que a recuperação biótica requer a remoção das causas de degradação e a aplicação de intervenções ativas, que podem ser bióticas, como a reintrodução

suplementar de espécies que não conseguem chegar até a área sem auxílio (Gann *et al.*, 2019), o aumento ou reforço da variedade genética (Broadhurst *et al.*, 2008) de populações e o controle de invasões biológicas (Suding *et al.*, 2004); e abióticas, por exemplo o controle das condições físico-químicas do substrato, como a adição de carbono ao solo (Blumenthal *et al.*, 2003), a instalação de recursos de habitat (Reis *et al.*, 2010), a quebra de dormência de sementes por perturbações artificiais, como o fogo controlado (Cirne; Miranda, 2008) e dentre outros. Outro exemplo de técnica é a nucleação aplicada, que consiste no plantio de pequenos aglomerados (“núcleos”) de arbustos e/ou árvores que atraem dispersores e facilitam o estabelecimento de outras espécies lenhosas, aumentando a área florestal durante o processo (Corbin & Holl, 2012).

Por fim, as técnicas da abordagem ativa envolvem a intervenção antrópica direta e deliberada (Holl & Aide, 2011), ou seja, focadas em gerar uma vegetação com determinada composição e estrutura, como plantio, capina, queima controlada e desbaste (Rey Benayas *et al.*, 2008). Quando o ambiente apresenta um alto grau de degradação, aplica-se a reconstrução, caracterizada pela remoção de todas as causas de dano e da correção de anomalias bióticas e abióticas, além da reintrodução de todas ou da maior parte das espécies, a fim de chegar o mais próximo possível do ecossistema de referência (Gann *et al.*, 2019). Os métodos passivos possuem algumas limitações, como a limitação de dispersão, associada aos vetores causadores desse fenômeno e a distância das fontes de sementes; limitações abióticas relacionadas a condições, como disponibilidade de água e nutrientes e temperaturas extremas; e limitações bióticas, como competição e herbivoria (Rey Benayas *et al.*, 2008). Desse modo, as intervenções ativas são preferíveis quando as passivas têm probabilidade de apresentarem risco ou resultados mais lentos (Mansourian *et al.*, 2005).

Há possibilidade de combinação entre as abordagens em casos em que há diferentes graus de degradação em um mesmo ambiente, especialmente em locais de grandes extensões, combinando esforços para garantir eficiência e diminuir custos (Gann *et al.*, 2019). Um exemplo desse tipo de abordagem é a nucleação aplicada, que consiste no plantio de pequenos aglomerados (“núcleos”) de arbustos e/ou árvores que atraem dispersores e facilitam o estabelecimento de outras espécies lenhosas, aumentando a área florestal durante o processo (Corbin & Holl, 2012). Reis *et al.* (2003) argumenta que essa metodologia é um conjunto de diferentes técnicas cujo objetivo é induzir a sucessão ecológica natural e obter comunidades biodiversas.

Apesar da efetividade de diferentes abordagens, vários fatores podem interferir na efetividade dessas ações, como a presença de espécies exóticas. A eficácia da restauração pode ser comprometida pela presença de espécies exóticas invasoras, que competem com espécies nativas e alteram processos ecológicos essenciais à regeneração natural (D'Antonio & Meyerson, 2002). Assim, a identificação e o manejo dessas espécies são fundamentais para o alcance dos objetivos da restauração.

2.3. ESPÉCIES VEGETAIS EXÓTICAS E INVASÕES BIOLÓGICAS

Espécies exóticas são táxons introduzidos fora de sua ocorrência natural (SCBD; UNEP-WCMC, 2012). Muitas dessas espécies foram introduzidas para fins econômicos, como alimentação, silvicultura, produção animal e horticultura (Richardson; Rejmánek, 2011), paisagismo e até mesmo controle biológico (Machado *et al.*, 2019). Estima-se que mais de 37 mil espécies exóticas foram introduzidas através de ações humanas em diferentes regiões do planeta, das quais aproximadamente 3.500 se estabeleceram como invasoras (Roy, 2023). No Brasil, plantações de *Eucalyptus spp.*, originárias da Austrália, têm sido amplamente estabelecidas para produção de madeira e celulose (Pinto Junior; Silveira, 2021)

De acordo com o SNUC, a introdução de espécies exóticas ou não autóctones em UC é proibida (Brasil, 2000). Essa lei ainda afirma que dentre os objetivos de UC inclui-se a conservação da biodiversidade, logo a presença desses organismos afeta esses propósitos envolvendo a preservação e a restauração (Sessegolo, 2005). De acordo com Sampaio e Schmidt (2013), os ecossistemas de UC podem sofrer alterações severas em decorrência de invasões biológicas (Sampaio e Schmidt, 2013). Dessa forma, a presença de espécies exóticas é um problema constante para gestores de UC.

Algumas espécies exóticas conseguem se estabelecer, formar populações autossustentáveis e expandir sua ocorrência para além do ponto inicial de introdução, passando a atuar como invasoras (Pyšek *et al.*, 2020). Nesse sentido, invasões biológicas são caracterizadas pela introdução de espécies de animais, plantas ou microrganismos, em áreas fora de sua distribuição natural a partir de ações antrópicas, intencionais ou não (Dechoum *et al.*, 2024), e que provocam impactos em ecossistemas, biodiversidade e espécies (IPBES, 2023). Segundo Richardson *et al.* (2011) para que uma espécie seja classificada como invasora, é necessário que supere filtros bióticos e abióticos através de diferentes etapas. O processo de invasão é constituído de quatro etapas, sendo eles o transporte, a introdução, a colonização e a naturalização (Blackburn *et al.*, 2011). A primeira etapa — o transporte — consiste na

transposição da barreira geográfica, de modo que o táxon é transportado de seu local de origem até outro fora de sua faixa de distribuição, tornando-se, desta forma, uma espécie exótica. Posteriormente, é necessário que a espécie ultrapasse barreiras físicas de cultivo ou criação para ser considerada introduzida, enquanto a sua naturalização depende da ultrapassagem das barreiras de reprodução e sobrevivência, o que permite o estabelecimento de populações viáveis. Por fim, a última etapa é caracterizada pela disseminação de populações através da superação dos limites que envolvem a dispersão, de modo que os indivíduos são capazes de sobreviver e se reproduzir em diferentes pontos além do ponto de origem — dessa forma, tornam-se invasoras (Blackburn *et al.*, 2011). Algumas espécies não obtêm sucesso no processo de invasão, e isso se dá a diversos fatores. No entanto, é importante considerar que conforme o ambiente sofre alterações e as espécies conseguem se adaptar às condições, maiores são as chances da barreira de estabelecimento ser ultrapassada (Dechoum *et al.*, 2024). O êxito nesse processo depende de características biológicas e como vão responder às condições do novo ambiente em que são introduzidas, e se serão capazes de se dispersar, reproduzir e competir com a biodiversidade de comunidades locais (Pysek & Richardson, 2010).

Identificar as vias e vetores de introdução dessas espécies é relevante na elaboração de medidas preventivas e para a identificação das partes responsáveis pelo seu manejo (Dechoum *et al.*, 2024). De acordo com Hulme *et al.* (2008), espécies podem ser introduzidas em uma nova área por meio de três mecanismos principais: importação de *commodities* (produto consumível), chegada através de um vetor de dispersão e/ou pelo avanço da invasão a partir de um local adjacente onde a espécie foi anteriormente introduzida. Esses mecanismos se dividem em seis caminhos de introdução, que são: (1) soltura, caracterizada pela liberação intencional da espécie no ambiente, geralmente uma *commoditie*, como é o caso de organismos utilizados para ações de biocontrole (2) fuga, que é o escape do local de cativeiro, de modo que conseguem se dispersar, como animais de estimação, gado e culturas selvagens (3) contaminante, que trata do transporte não proposital associada ao produto consumível, sendo geralmente o caso vinculado a pragas e parasitas (4) clandestina, descrita como a introdução de uma espécie através de meios de transporte, como espécies transportadas em sedimentos de lastro (5) dispersão por corredor, que é a chegada de novos organismos através de infraestruturas antrópicas que passam a conectar áreas, e como exemplo há os peixes lessepsianos (6) e dispersão sem auxílio, que ocorre quando uma espécie invasora de uma área expande sua área de ocupação para uma nova região, considerando delimitações políticas, de forma que a maioria das espécies invasoras são

capazes de dispersão. As duas primeiras vias são classificadas como intencionais, enquanto as demais como não intencionais (Hulme *et al.*, 2008). Segundo Zenni (2014), no Brasil o principal meio de introdução de espécies vegetais é a horticultura, que, somada ao uso de forragem, totaliza aproximadamente 60% das causas de introdução, valor muito superior aos meios não propositais, que somam menos de 10%.

Alguns fatores influenciam no estabelecimento de uma espécie como invasora, como seu potencial de invasão, a suscetibilidade à invasão dos ambientes e a pressão de propágulos (Dechoum *et al.*, 2024). O primeiro está associado à capacidade de uma espécie de invadir novos locais, baseado em características biológicas da espécie, de forma que é possível estabelecer um gradiente de classificação entre maior potencial de invasão e menor potencial de invasão. Nesse sentido, estudos de meta-análise, como o de van Kleunen *et al.* (2010), demonstram que espécies invasoras tendem a apresentar traços funcionais que favorecem seu sucesso ecológico, como crescimento mais rápido, maior tamanho, maior eficiência fisiológica e maior aptidão reprodutiva quando comparadas a espécies não invasoras. Esses atributos conferem às invasoras um desempenho superior em ambientes variados, facilitando seu estabelecimento e dispersão. Assim, o potencial de invasão está relacionado a características intrínsecas que aumentam a competitividade e a capacidade de adaptação dessas espécies em novos ecossistemas. Apesar disso, esse fator pode variar de acordo com características do ambiente invadido (Henn *et al.*, 2019)

A susceptibilidade do ecossistema à invasão é o segundo motor que influencia o processo de invasão e diz respeito a aspectos que tornam o ambiente mais vulnerável ou não, como o nível de degradação e a riqueza de espécies (Dechoum *et al.*, 2024). Estudos apontam que a disponibilidade de recursos como, nutrientes (Gao *et al.*, 2024), luz e espaço (Kuebbing *et al.*, 2013), e as oportunidades de uso desses recursos, ocasionadas por distúrbios que liberam nichos, desempenham papel crítico no processo de invasão biológica (Orbán *et al.*, 2021). Nesse sentido, ambientes degradados ou que sofreram perturbações recentemente tendem a apresentar menor utilização ou ocupação de recursos pelas espécies nativas, o que possibilita melhor performance de invasoras em relação às nativas, dado a capacidade de explorar esses recursos mais rapidamente ou eficientemente (Daehler, 2000).

Por fim, a pressão de propágulos consiste na intensidade do esforço de introdução de uma espécie em um novo ambiente, determinada pela quantidade de indivíduos ou sementes que alcançam a área de destino e/ou pelo número de eventos de introdução que ocorrem ao longo do tempo (Magalhães; Silva-Forsberg, 2016). O sucesso de invasão está intrinsecamente associado à quantidade de propágulos dispersados, de modo que espécies com maior número

de introduções de alta frequência, têm mais chances de se tornarem invasoras (Vitule & Prodocimo, 2012). Um elemento desse aspecto que também deve ser considerado é a diversidade genética entre as populações de propágulos, pois múltiplas introduções oriundas de diferentes áreas de origem podem aumentar a variabilidade genética das populações não nativas, favorecendo sua adaptação e estabelecimento em novos ambientes (Lockwood *et al.*, 2005).

Os impactos gerados por invasões biológicas são amplamente documentados na literatura e irradiam na esfera ambiental e econômica. Díaz *et al.* (2019), classificou esse fenômeno como um dos principais vetores de mudanças diretas que provocam a perda da biodiversidade, contribuindo significativamente para extinções de espécies, alterações ecossistêmicas e o comprometimento da qualidade de vida de futuras gerações, junto de outros fatores como a mudança do uso da terra, poluição, mudanças climáticas e exploração direta. Invasões biológicas podem causar prejuízos econômicos ou à saúde humana, bem como interferir na estrutura e funcionamento de ecossistemas, e na manutenção natural da biodiversidade nativa (Vitousek *et al.*, 1997). Espécies vegetais introduzidas podem atuar como vetores de doenças por meio de contaminação ambiental. Os patógenos invasores de plantas podem gerar impactos ecológicos e sanitários severos. O besouro-esmeralda-do-freixo, por exemplo, tem provocado ampla mortalidade de freixos nos Estados Unidos, espécies que antes atuavam como importantes sumidouros de poluentes atmosféricos. A perda dessas árvores agrava os níveis de poluição e reduz a diversidade arbórea, com consequências diretas para a saúde humana, como o aumento da mortalidade. Além disso, a eliminação de plantas hospedeiras favorece o crescimento de populações de patógenos, contribuindo para o surgimento e disseminação de doenças infecciosas (Rai; Singh, 2020). De acordo com Bennett *et al.* (2011), espécies invasoras apresentam mecanismos que impulsionam a competição com espécies nativas, alterando significativamente a estrutura da comunidade ao inibir o crescimento, desenvolvimento e germinação de nativas. Além da competição, processos ecológicos também podem sofrer alterações, tais como hidrologia, produtividade primária, decomposição, ciclagem de nutrientes, geomorfologia e regimes de distúrbios naturais. Isso provoca mudanças de condições para vários organismos nativos (Vitousek *et al.*, 1997).

No âmbito econômico, também há registros de impactos. Para o Brasil, Adelino *et al.* (2021) reportou custos estimados em 105 bilhões de dólares, ou 349 bilhões de reais, entre 1984 e 2019 (35 anos), correspondendo a uma média anual de US\$ 3,02 (\pm 9,8) bilhões. Desse total, aproximadamente US\$ 104,33 bilhões referem-se a prejuízos diretos, como

danos e perdas econômicas provocados por espécies invasoras, enquanto cerca de US\$ 1,9 bilhão foi destinado a ações preventivas e de mitigação, incluindo manejo, controle e erradicação dessas espécies. Observa-se que os custos econômicos decorrentes de prejuízos são significativamente superiores aos investimentos voltados à prevenção, controle e erradicação de espécies exóticas invasoras. Segundo os autores, esses dados podem subestimar os reais impactos, considerando essas estimativas de custo estão associadas somente a 16 espécies.

Segundo o Relatório Temático Sobre Espécies Exóticas Invasoras, Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos realizado pela Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (2024), no Brasil há mais de 500 espécies exóticas que atuam como invasoras. Desse total, 202 são plantas (198 terrestres e 4 aquáticas) (Zenni *et al.*, 2024). Zenni (2014) aponta que cerca de 95% das espécies vegetais foram introduzidas a partir de outros continentes, como África, Ásia, América do Norte e Austrália.

Estudos nacionais evidenciam que as invasões biológicas também se manifestam de forma significativa em áreas protegidas. Sampaio e Schmidt (2013) identificaram a ocorrência de 144 espécies exóticas invasoras em UC federais do Brasil, sendo que o grupo mais representativo foi o de plantas vasculares, que totalizou 106 espécies de plantas, algumas registradas em mais de uma UC. Os autores destacam que a maioria das espécies presentes em UC federais e que atuam com invasoras não foram introduzidas de forma acidental no país, e que possuem um alto potencial de dispersão e propagação, o que propicia a invasão, associado a pressão antrópica do entorno. O trabalho evidenciou a ampla ocorrência de espécies exóticas invasoras (EEI) em UCs brasileiras. Essa relação evidencia a interação entre os fatores ecológicos e antrópicos que favorecem o estabelecimento de espécies exóticas, corroborando a necessidade de estratégias de manejo preventivo e integrado em áreas destinadas à conservação da biodiversidade.

2.3.1 Estratégias De Manejo

O controle de espécies exóticas invasoras constitui uma das etapas mais desafiadoras da gestão ambiental. Simberloff *et al.* (2013) classificou as estratégias de manejo em três categorias principais: prevenção, erradicação e controle. Os autores reforçam que, idealmente, a prevenção deve ser a resposta prioritária, seguido da detecção precoce e posterior erradicação quando a primeira opção falhar. O manejo a longo prazo deve ser a última opção. Para isso, é necessário a fiscalização eficaz para regular a introdução

intencional de espécies exóticas, bem como a identificação de vias de entrada para a redução de episódios não intencionais. Além disso, a implementação de protocolos para viabilizar a detecção e resposta imediata é essencial (Pyšek *et al.*, 2020). Essa estratégia é a de menor custo em comparação às demais (Fonseca *et al.*, 2024)

De acordo com Wittenberg e Cock (2001), quando os esforços da prevenção são insuficientes ou ocorrem tardiamente, recorre-se a erradicação, que consiste na eliminação total da espécie da área manejada, embora seja mais eficaz em estágios iniciais de invasão, quando as populações ainda são pequenas ou isoladas em pequenos locais, logo a detecção precoce é fundamental para o sucesso dessas estratégias. Na inviabilidade desse meio, são utilizados métodos de controle para reduzir populações já estabelecidas ou conter sua dispersão (Fonseca *et al.*, 2024). Quando a espécie já se dispersou significativamente, a sua erradicação se torna mais difícil e custosa, por vezes sendo inclusive inviável. Tratando-se de controle, ou seja, da não remoção completa das populações, o uso de métodos precisam ser constantes (Wittenberg & Cock, 2001). Essas estratégias estão em consonância com as metas estabelecidas pela CDB.

As medidas de controle podem incluir métodos mecânicos, químicos e biológicos. Os métodos mecânicos envolvem manipulações físicas diretas ou indiretas, como a remoção manual ou o sombreamento de organismos ou habitats, respectivamente (Fonseca *et al.*, 2024). As técnicas químicas se referem ao emprego de substâncias com efeito biocidas e que apresentam vários compostos ativos (Fonseca *et al.*, 2024), como pesticidas ou esfoliantes (CBD, 2005). Por fim, os métodos biológicos incluem o uso intencional de organismos, tais como patógenos, predadores naturais ou indivíduos estéreis, que auxiliarão na supressão de invasões biológicas (CBD, 2005). Essas técnicas podem ser aplicadas de forma integrada, adaptadas à espécie e ao local, com o intuito de tornar o controle mais eficaz (Wittenberg & Cock, 2001).

2.3.2 Controle de espécies vegetais invasoras por meio de métodos químicos

No controle químico de plantas invasoras, faz-se uso de herbicidas. O modo de ação dessas substâncias causa a morte de plantas através de diferentes mecanismos (físicos ou bioquímicos) que englobam a interferência ou alteração de um ou mais processos metabólicos, como mimetização do hormônio auxina, que provoca o crescimento desordenado, ou até a quebra a membrana de celular, sem alterar esses processos (Tu *et al.*, 2001). Duke (1990) descreveu os meios de ação, incluindo a inibição de enzimas envolvidas

na biossíntese de aminoácidos, o bloqueio da fotossíntese por ligação à proteína D1 no fotossistema II, a interrupção da síntese de lipídios e a inibição da mitose via tubulina.

Segundo Tu *et al.* (2001), a escolha do herbicida e seu modo de uso se baseiam em seu mecanismo de ação, de modo que há aqueles pré-emergentes e pós-emergentes. Os pré-emergentes são aplicados no solo antes da germinação, impedindo que esse processo ocorra. Já os biocidas pós-emergentes são aqueles que são utilizados em plantas já desenvolvidas e/ou no solo. Alguns herbicidas têm eficiência em ambos os casos.

A formulação de um herbicida corresponde ao produto final comercializado, geralmente disponível em formas líquidas para pulverização ou sólidas para aplicação direta, e inclui o(s) princípio(s) ativo(s) e diversos aditivos destinados a aumentar a eficácia, estabilidade e facilidade de aplicação do produto, como surfactantes, solventes, corantes e agentes carreadores. Sua escolha depende do método de aplicação e das espécies a serem controladas (Tu *et al.*, 2001). Além disso, a performance do herbicida depende diretamente de fatores como taxa de aplicação, condições ambientais e tecnologias de aplicabilidade, de modo que a absorção da substância depende da idade da planta, bem como de sua translocação e atividade no organismo (Kaur *et al.*, 2024).

A aplicação desses produtos varia de acordo com o hábito da planta. O estudo de Dechoum e Ziller (2013) destaca que, para espécies herbáceas, a pulverização foliar à base de Glifosato ou à base de Triclopir + Fluroxipir em diluição de 2%, foi o método mais indicado, pois o herbicida é absorvido diretamente pelos tecidos fotossintetizantes, proporcionando resultados rápidos e eficazes. Segundo os mesmos autores, para espécies lenhosas, o controle tende a ser mais eficiente quando se adota o corte do tronco seguido da aplicação do herbicida à base de Triclopir sobre o toco, técnica que evita a rebrota e a dispersão vegetativa. No caso de bambus e plantas arbustivas com muitas ramificações e caules estreitos, o Guia de Orientação para o Manejo de Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais (ICMBio, 2023), recomenda a mesma técnica descrita para árvores anteriormente ou a aspersão foliar com herbicidas à base de glifosato em diluição de 2-3%. A aspersão foliar também pode ser utilizada para plântulas quando a espécie apresenta potencial de rebrota. Outra alternativa para árvores e também palmeiras consiste na aplicação direta de herbicidas à base de triclopir, em concentrações a partir de 4%, no interior do tronco da planta. O procedimento é realizado com o auxílio de uma furadeira portátil e de uma seringa acoplada a um pulverizador contendo o produto, o que acelera o processo de morte da planta em comparação ao método de anelamento simples (ICMBio, 2019). Importante frisar que a aplicação de métodos de controle químico deve ocorrer somente em condições adequadas e

mediante o uso de técnicas específicas, de forma a evitar impactos sobre espécies não alvo e garantir o cumprimento das normas de segurança do trabalho e de proteção ambiental vigentes (Dechoum; Ziller, 2013).

O controle químico tende a ser o de melhor custo-benefício em comparação a métodos mecânicos ou manuais, considerando o menor custo de herbicidas e a menor necessidade de mão de obra (Oneto *et al.*, 2010). A utilização destes tem se mostrado eficiente para fins de restauração ao reduzir custos e promover o aumento do potencial de regeneração de áreas que sofreram com degradação (Dechoum; Ziller, 2013). Apesar da eficácia e praticidade, o controle químico apresenta limitações e riscos que devem ser cuidadosamente considerados. O uso contínuo e em larga escala de herbicidas de mesmo princípio ativo pode levar à seleção de biótipos resistentes, reduzindo gradualmente a eficiência das aplicações (Heap, 2013). Além disso, há o risco de contaminação de ecossistemas, com efeitos indiretos sobre organismos não alvo e processos ecossistêmicos (Ruuskanen *et al.*, 2022).

No Brasil, o uso de herbicidas é regulado pela Lei nº 14.785/2023, que caracteriza o novo marco legal para agrotóxicos e produtos de controle ambiental, regulando desde a pesquisa, registro e rotulagem até o uso, transporte e destino final de resíduos (Brasil, 2023). Para que agrotóxicos possam ser produzidos, exportados, importados, comercializados ou utilizados, torna-se obrigatório o registro prévio em órgão federal, conforme as diretrizes e exigências dos órgãos responsáveis pelos setores de saúde, meio ambiente e agricultura. Nesse sentido, o IBAMA é responsável por avaliar o potencial de periculosidade ambiental; a ANVISA avalia a toxicidade; e o MAPA realiza avaliações fitossanitárias (Barroso *et al.*, 2025). Essa Lei ainda define “produtos de controle ambiental” como aqueles destinados à preservação de ecossistemas naturais contra organismos nocivos (Brasil, 2023), o que inclui projetos de restauração ecológica. A competência para registro, avaliação ambiental e controle desses produtos foi delegada ao IBAMA, e exemplos de aplicação incluem o controle de espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação e áreas de Reserva Legal, manejo de plantas daninhas em aceiros e margens de rodovias, controle de formigas em áreas naturais e tratamento de organismos indesejados em mananciais, sempre respeitando os critérios ambientais e de uso estabelecidos (IBAMA, 2025).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. REGIÃO DE ESTUDO

A região de estudo é o estado de São Paulo. Ele está situado na região Sudeste do Brasil e possui área total de aproximadamente 248.219 km² (IBGE, 2024). São Paulo é o estado mais populoso do país, com cerca de 44 milhões de habitantes distribuídos em áreas urbanas e rurais (IBGE, 2022), além de possuir o maior Produto Interno Bruto (PIB) (IBGE, 2024). Ainda, é um estado economicamente desenvolvido, destacando-se como polo industrial, agrícola e de serviços (SEADE, 2021).

São Paulo abriga dois grandes biomas: a Mata Atlântica, predominante na faixa leste, caracterizada por elevada biodiversidade e endemismo, e o Cerrado, presente principalmente nas regiões oeste e noroeste. Anteriormente, a Mata Atlântica abrangia originalmente cerca de 16,68 milhões de hectares, ou seja, um total 62,5% do território estadual (Nalon *et al.*, 2020). Atualmente, restam apenas 5,43 milhões de hectares remanescentes, representando 32,6% do bioma. Já o Cerrado cobria uma área de 8,1 milhões de hectares (32,7% do estado), mas no presente totalizam cerca de 239 mil hectares, o que corresponde a 3% do bioma (Nalon *et al.*, 2020). Segundo o Inventário Florestal do Estado de São Paulo, a cobertura vegetal remanescente é fragmentada e composta por diferentes formações vegetais, o que reflete os diferentes gradientes ambientais e o histórico de ocupação (Nalon *et al.*, 2020).

São Paulo possui uma ampla rede de UC, destacando-se como uma das unidades federativas com o maior número dessas áreas. Ele abriga 306 das 3300 UC, atrás somente do Rio de Janeiro (518) e Minas Gerais (368) (CNUC, 2025). As unidades paulistas somam uma área total protegida de aproximadamente 5,39 milhões de hectares. Atualmente, existem 183 Unidades de Conservação dentro da esfera administrativa estadual (CNUC, 2025). Desse total, 169 estão inseridas no bioma Mata Atlântica e 33 no bioma Cerrado, desconsiderando eventuais sobreposições de áreas. O grupo de Uso Sustentável é o mais representativo, reunindo 114 UC, enquanto o grupo de Proteção Integral contém 69 unidades. A categoria com maior número de UC é a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), com um total de 58 unidades. Em seguida, destacam-se as Áreas de Proteção Ambiental (APA) e os Parques, ambos com 36 UC cada (CNUC, 2025). Sob a gestão da Fundação Florestal, há 120 UC distribuídas por todo o estado. Dentre elas, 67 são classificadas como de Proteção Integral e 53 como de Uso Sustentável (Fundação Florestal, 2024).

3.2. COLETA DE DADOS

A primeira etapa da pesquisa consistiu na coleta de dados a partir da revisão e análise das legislações ambientais, abrangendo Leis, Portarias, Decretos, Normativas e outros instrumentos legais de nível Federal e Estadual. O levantamento dos documentos oficiais foi feito a partir das plataformas do Planalto e do Governo do Estado de São Paulo. Outros órgãos também foram incluídos no decorrer do trabalho, como o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Foram priorizados dispositivos legais que tratam do uso de herbicidas ou agrotóxicos em áreas protegidas, o manejo de espécies vegetais exóticas invasoras e o gerenciamento de UC, incluindo as seguintes leis: Lei Federal Nº 11.428/2006 (Lei da Mata Atlântica) (Brasil, 2006), Lei Federal Nº 12.651/2012 (Lei de Proteção a Vegetação Nativa) (Brasil, 2012), Lei Federal Nº 9.985/2000 (Lei que institui o Sistema de Unidades de Conservação) (Brasil, 2000), Lei Federal Nº 14.785/2023 (Lei de Agrotóxicos) (Brasil, 2023), Lei Federal Nº 9.605/1998 (Lei de Crimes Ambientais) (Brasil, 1998) e Lei Federal Nº 14.119/2021 (Lei que institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais) (Brasil, 2021). Também está incluída a Instrução Normativa do ICMBio Nº 19/2025, que dispõe sobre a prevenção da introdução e o controle ou a erradicação de espécies exóticas invasoras em UC federais e suas Zonas de Amortecimento.

A segunda parte da pesquisa consistiu na coleta de dados a partir da revisão dos planos de manejo aprovados das UC estaduais disponíveis na plataforma da Fundação Florestal até o dia 1 de setembro de 2025. Os planos de manejo foram analisados na íntegra e as seguintes informações gerais foram registradas: identificação única, grupo de manejo da UC, categoria de manejo, nome da UC, status do plano de manejo, bioma(s), sistema e observações. Além desses dados, foram coletadas informações específicas referentes a:

- Espécies vegetais exóticas – foi verificado se há a presença ou não de planta(s) exótica(s) (sim, não ou dados insuficientes), além do registro dos nomes científicos das espécies ocorrentes em cada UC, de acordo com listas disponibilizadas ou menções das espécies no documento. Os nomes das espécies em desuso foram devidamente atualizados utilizando a base de dados Plants of The World Online, publicada pelo Royal Botanic Gardens, Kew.
- Uso de herbicidas – foi analisado se o PM faz menção a herbicidas (sim ou não), e se seu uso é permitido, restrito ou proibido, de acordo com o conteúdo do documento. Também foi feito o registro das áreas onde o uso é permitido, restrito ou proibido (interior, Zona de Amortecimento, dentre outras) e observações. Além disso,

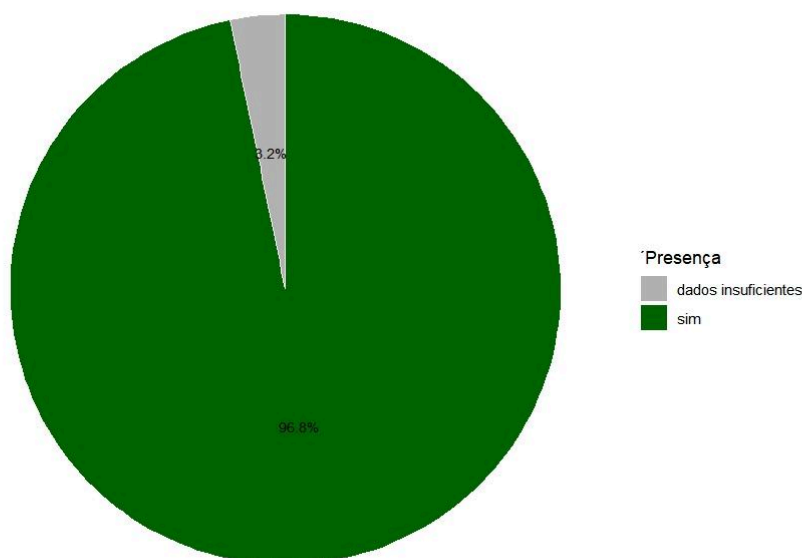
considerou-se os termos “agroquímicos” e “agrotóxicos”, visto que podem estar inseridos em contextos semelhantes.

4. RESULTADOS

4.1 LEVANTAMENTO DE ESPÉCIES EXÓTICAS

A análise dos planos de manejo permitiu identificar a presença de espécies vegetais exóticas em grande parte das Unidades de Conservação avaliadas (Tabela 2). As informações demonstram que diversas UC registram algum nível de ocorrência dessas espécies, enquanto poucas apresentam dados insuficientes para confirmação (Figura 1), embora nem todas dispunham de listagem dessas espécies. No total, foram listadas 393 espécies exóticas, pertencentes a 93 famílias botânicas. As três espécies exóticas mais citadas nos planos foram *Psidium guajava* L. (Myrtaceae), *Hedychium coronarium* J.Koenig (Zingiberaceae), e *Melinis minutiflora* P.Beauv. (Poaceae). Assim, os resultados evidenciam que a presença por espécies exóticas constitui um desafio recorrente para a gestão das UC.

Figura 1 - Presença de espécies exóticas em Unidades de Conservação de São Paulo.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

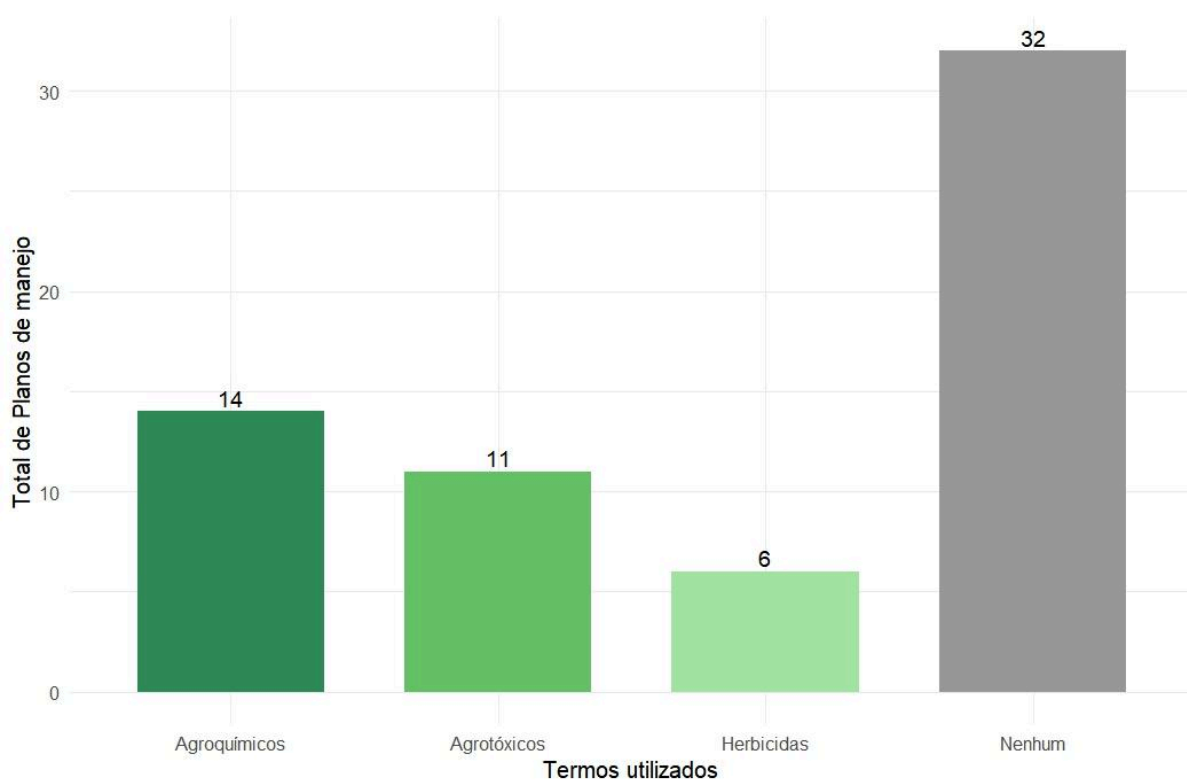
4.2 REVISÃO DOS MECANISMOS LEGAIS

A revisão da legislação legal revelou que nenhum dos instrumentos consultados estabelece proibição explícita ao uso de herbicidas em UC, incluindo o SNUC (Lei nº 9.985/2000), a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651/2012), a Lei de Agrotóxicos (Lei nº 14.785/2023), a Lei de Crimes Ambientais (Lei nº 9.605/1998), a Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428/2006). Ainda que essas leis abordem temas relacionados à preservação, restauração ecológica, manejo de espécies e prevenção de danos ambientais, nenhuma trata de forma específica das condições, limites ou vedações para o uso dessas substâncias químicas dentro de UC. Observa-se que as restrições legais concentram-se em aspectos amplos, como evitar atividades incompatíveis com os objetivos de cada UC ou prevenir a degradação ambiental, mas não há normativas voltadas diretamente ao emprego de herbicidas como ferramenta de manejo.

4.3 REVISÃO DOS PLANOS DE MANEJO

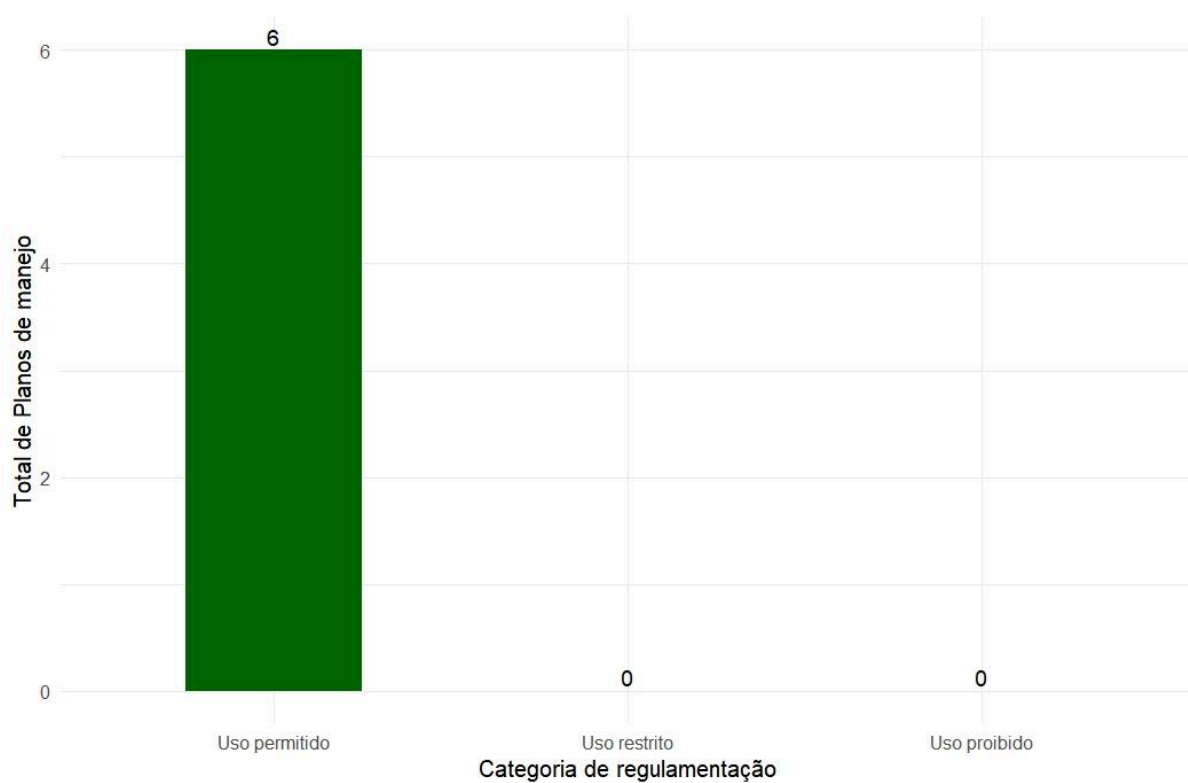
Dos 63 planos de manejo analisados, 32 Unidades de Conservação não apresentaram qualquer menção ao uso de substâncias químicas. Entre aqueles que mencionam, observou-se a utilização de diferentes termos, como agroquímicos, agrotóxicos e herbicidas (Figuras 2–5). Para os herbicidas, dos 63 planos revisados, seis UC apresentaram regulamentação que permite seu uso, não havendo registros de restrição ou proibição (Figura 3). Em relação aos agroquímicos, observou-se predominância da categoria uso permitido, registrada em 12 planos de manejo. O uso restrito foi identificado em 2 planos, enquanto nenhum deles apresentou menção ao uso proibido (Figura 4). No caso dos agrotóxicos, constatou-se que a maioria das UC (9) adota a categoria de uso proibido. O uso permitido e o uso restrito foram mencionados em apenas uma UC cada (Figura 5).

Figura 2 - Termos utilizados para substâncias químicas em planos de manejo de Unidades de Conservação de São Paulo.



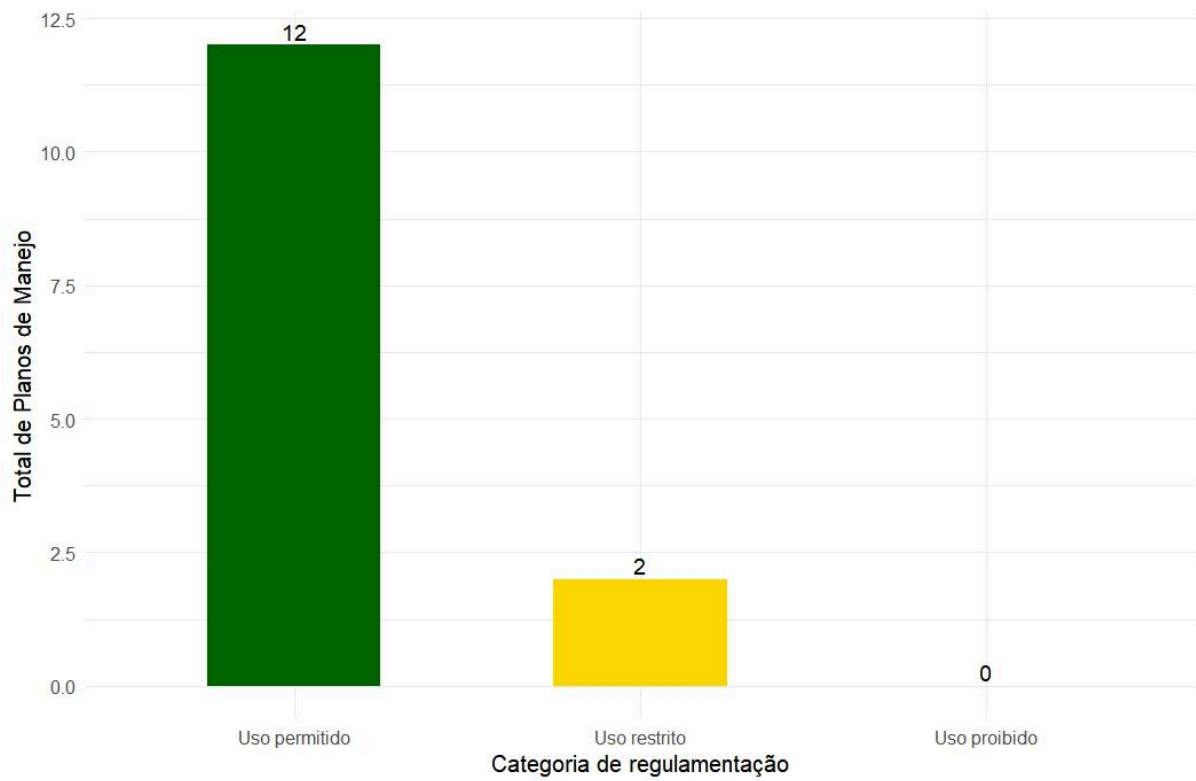
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 3 - Regulamentação do uso de herbicidas em Unidades de Conservação paulistas de acordo com o plano de manejo.



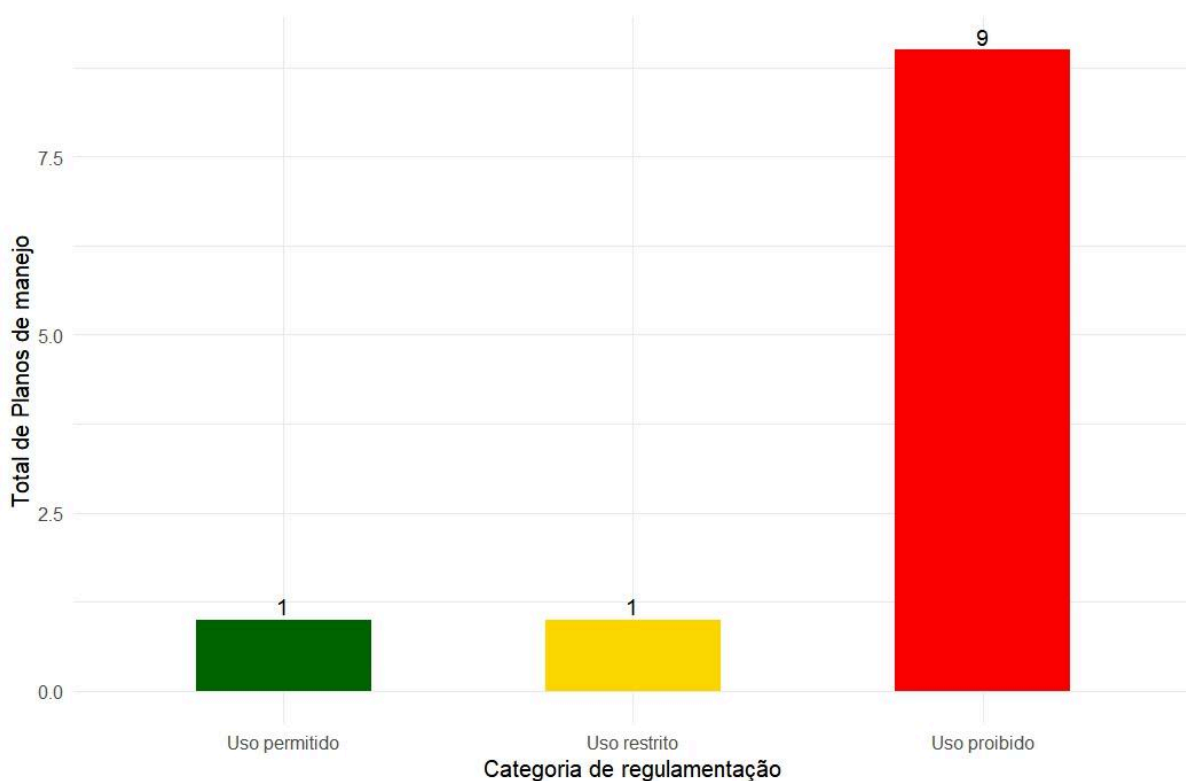
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 4 - Regulamentação do uso de agroquímicos em Unidades de Conservação paulistas de acordo com o plano de manejo.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

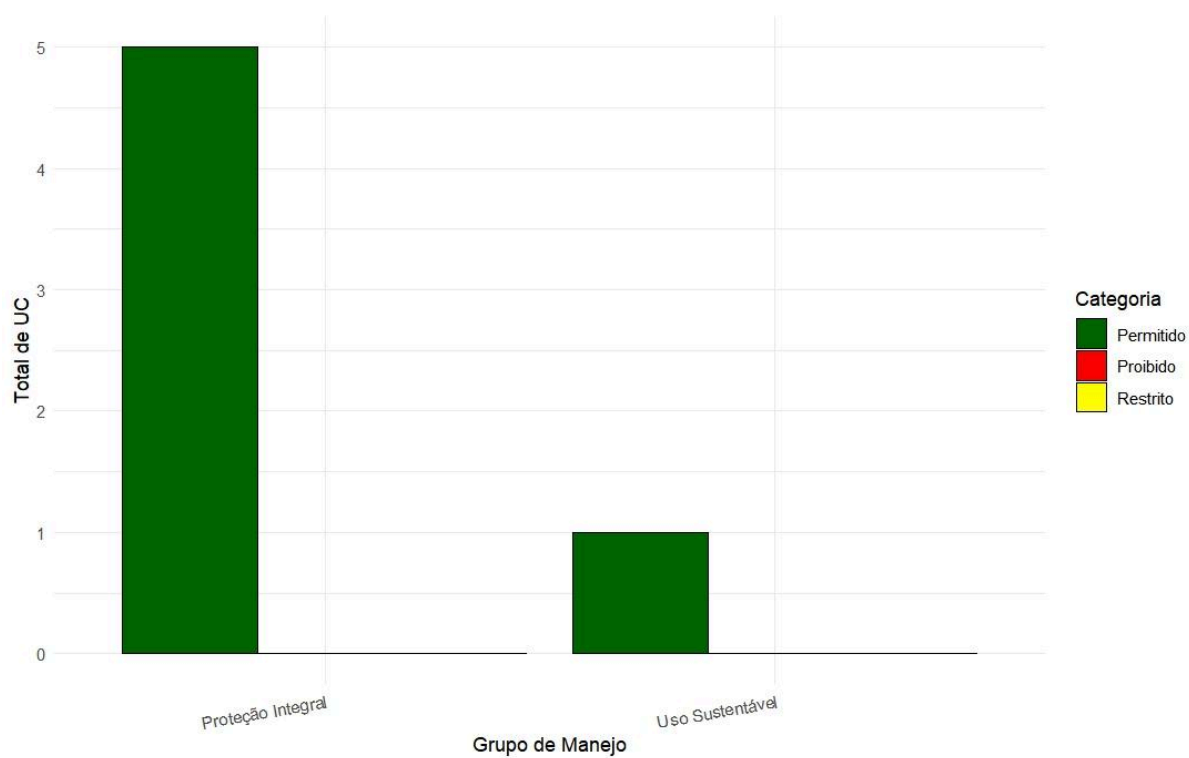
Figura 5 - Regulamentação do uso de agrotóxicos em Unidades de Conservação paulistas de acordo com o plano de manejo.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

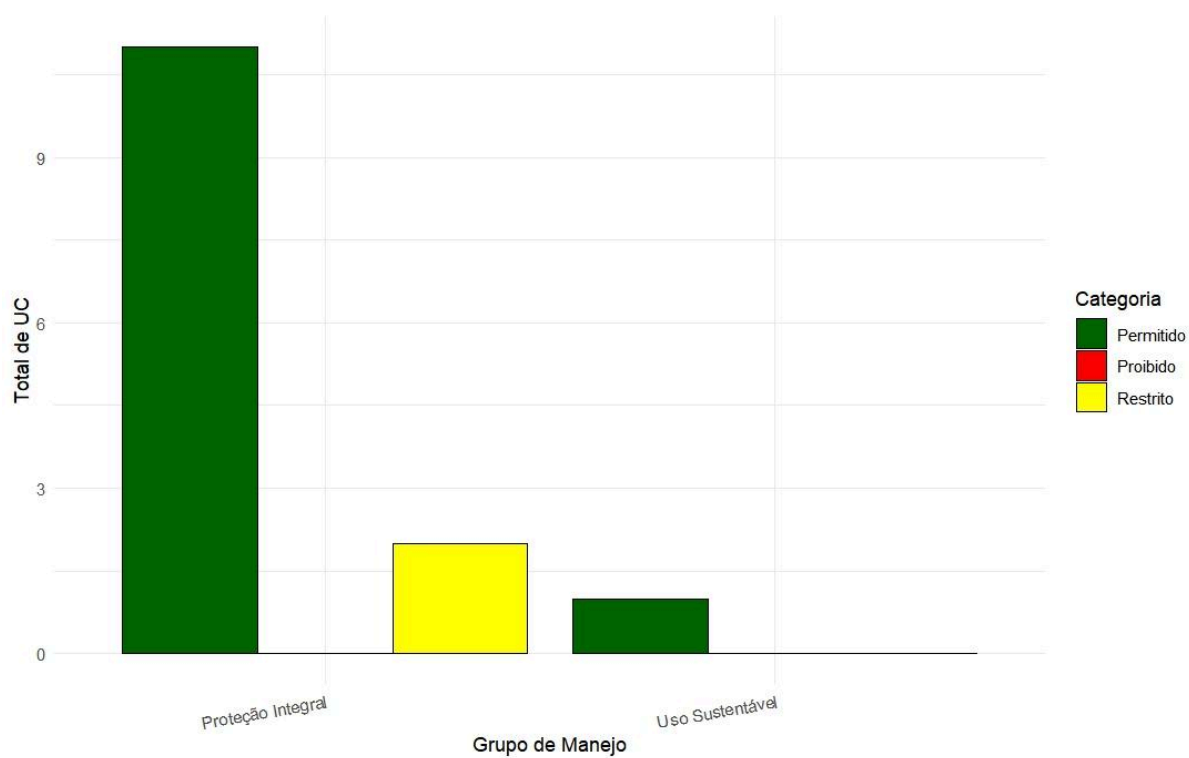
Observa-se diferenças entre os grupos de manejo quanto à regulamentação do uso de substâncias químicas. Para os herbicidas (Figura 6), o grupo Proteção Integral apresenta maior número de autorizações, com cinco registros de uso permitido, enquanto o grupo Uso Sustentável contabiliza um caso de permissão. Em ambos não há menção a uso restrito ou proibido. Referente aos agroquímicos (Figura 7), o grupo Proteção Integral apresenta 11 usos permitidos, dois usos restritos e ausência de proibições. No grupo Uso Sustentável, observa-se apenas um caso de uso permitido, sem registros de uso restrito ou proibido. Já para os agrotóxicos (Figura 8), no grupo Proteção Integral, registra-se um uso permitido, nenhum uso restrito e oito ocorrências de uso proibido, enquanto no grupo Uso Sustentável, há apenas um caso de uso permitido e um de uso proibido.

Figura 6 - Regulamentação do uso de herbicidas em diferentes grupos de acordo com o plano de manejo.



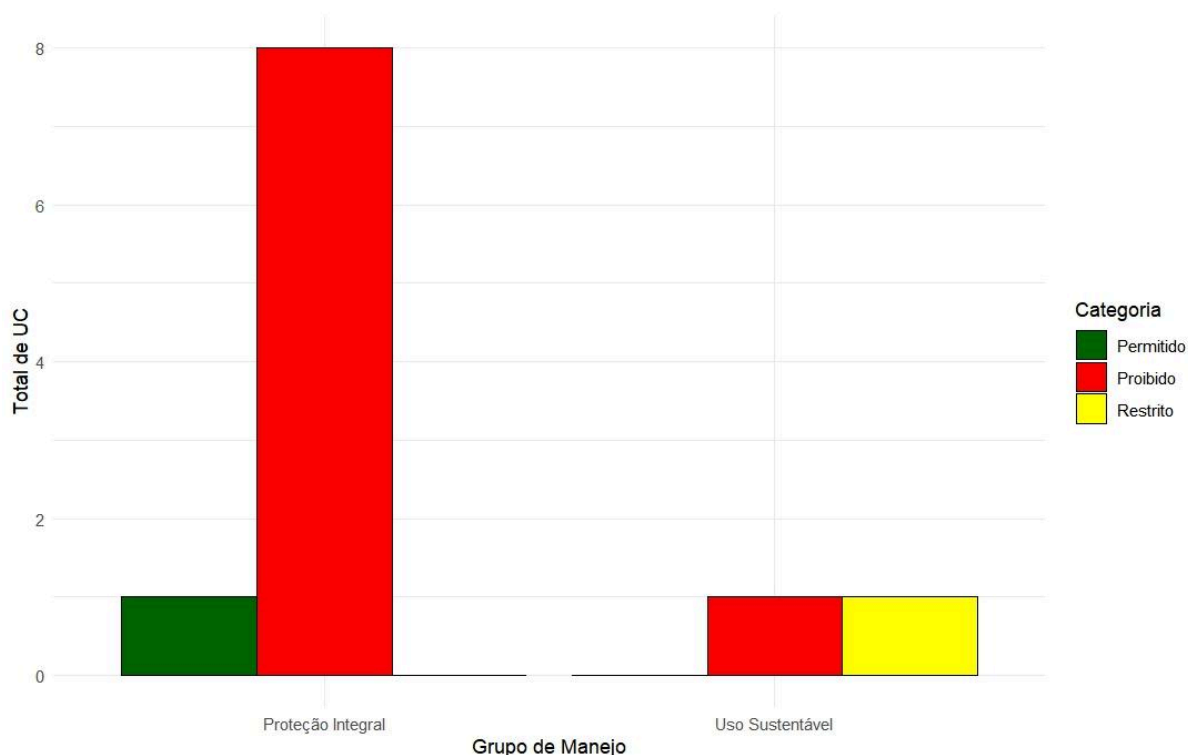
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 7 - Regulamentação do uso de agroquímicos em diferentes grupos de acordo com o plano de manejo.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

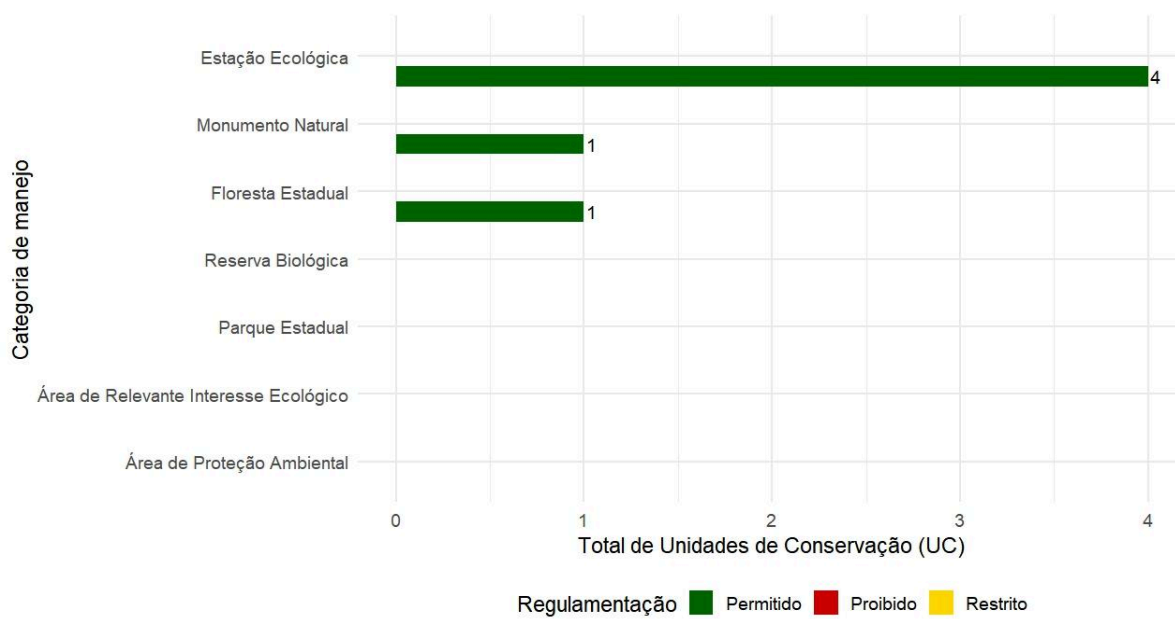
Figura 8 - Regulamentação do uso de agrotóxicos em diferentes grupos de acordo com o plano de manejo.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

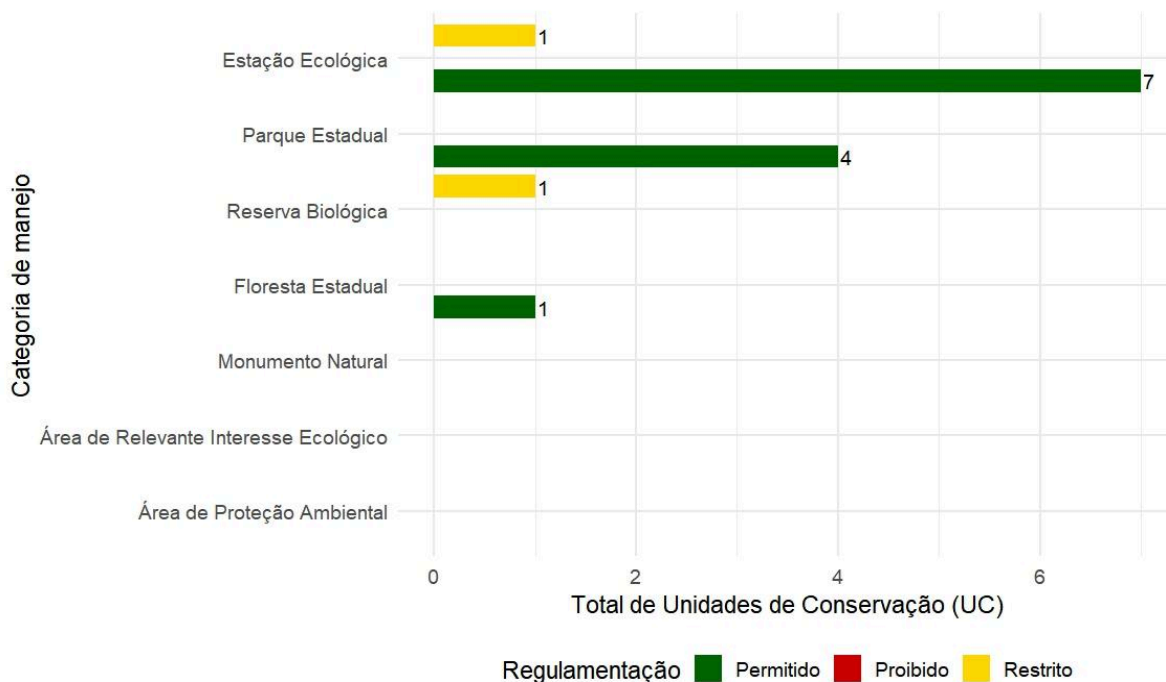
A análise das diferentes categorias de manejo revelou padrões distintos quanto à regulamentação do uso de herbicidas, agrotóxicos e agroquímicos, conforme ilustrado nas Figuras 9–11. Para os herbicidas, apenas três categorias registraram uso permitido: Estação Ecológica ($n = 4$), Monumento Natural ($n = 1$) e Floresta Estadual ($n = 1$), enquanto todas as demais não apresentaram qualquer menção a restrição ou proibição. Para os agroquímicos, observa-se predomínio do uso permitido, com maior incidência na Estação Ecológica ($n = 7$) e no Parque Estadual ($n = 4$), além de registro pontual na Floresta Estadual ($n = 1$). As únicas menções a uso restrito aparecem em uma Estação Ecológica ($n = 1$) e em Reserva Biológica ($n = 1$), e não há registros de uso proibido. Já os agrotóxicos apresentam um padrão mais restritivo, com predomínio do uso proibido, especialmente no Parque Estadual ($n = 7$), e ocorrências isoladas na Estação Ecológica ($n = 1$) e na Floresta Estadual ($n = 1$). Apenas duas categorias registram uso permitido ou restrito: Parque Estadual possui um caso de uso permitido, enquanto a Área de Relevante Interesse Ecológico apresenta um caso de uso restrito.

Figura 9 - Regulamentação do uso de herbicidas em diferentes categorias de manejo



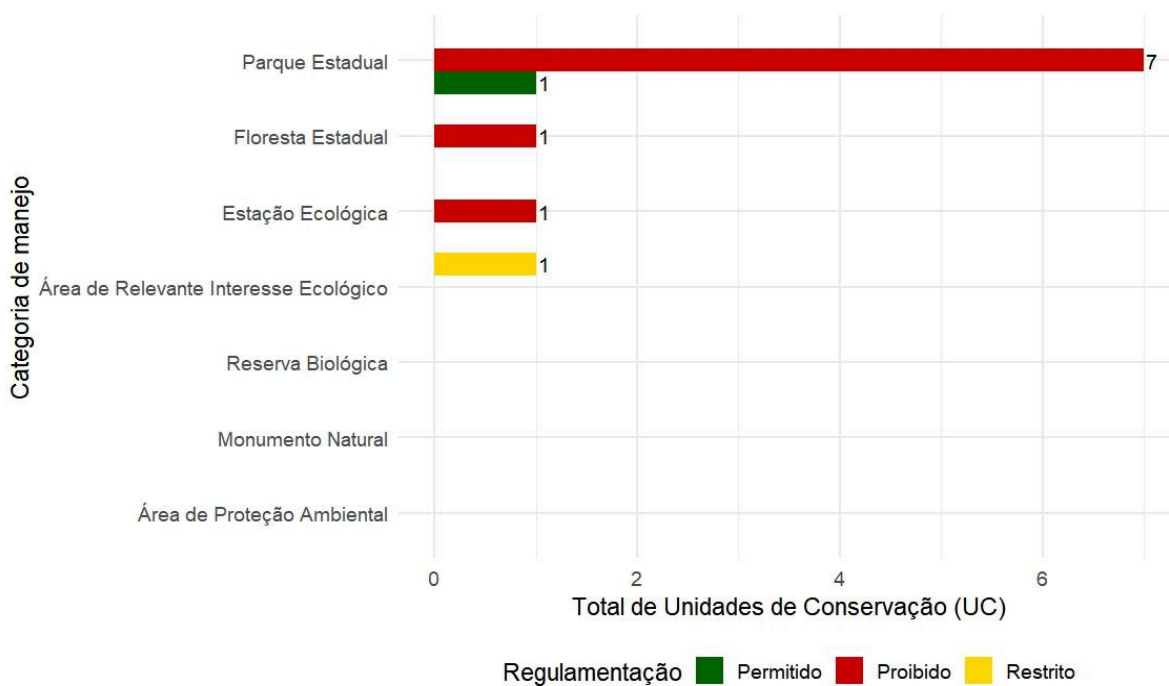
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 10 - Regulamentação do uso de agroquímicos em diferentes categorias de manejo.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

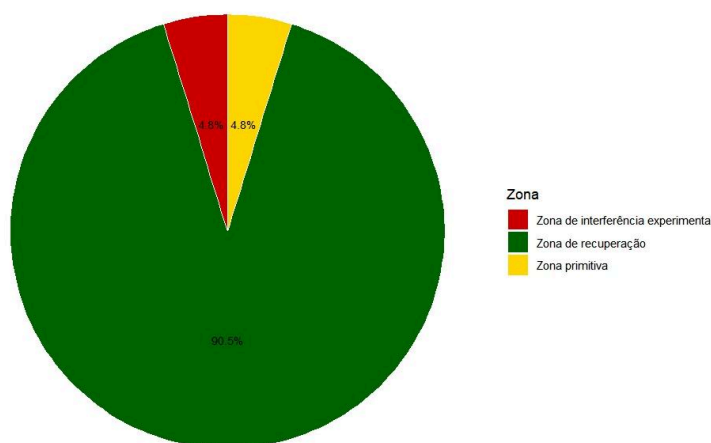
Figura 11 - Regulamentação do uso de agrotóxicos em diferentes categorias de manejo



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

A análise das zonas das UC indica que a maior parte das permissões para uso de substâncias químicas se concentra na zona de recuperação, que aparece de forma predominante entre todas as categorias analisadas. Essa tendência é especialmente evidente no caso dos agroquímicos, cujo uso permitido foi registrado exclusivamente nessa zona, totalizando 12 ocorrências. De maneira semelhante ocorre para os herbicidas, que também apresentam maior incidência de permissões na zona de recuperação ($n = 6$), enquanto as zonas primitiva e de interferência experimental aparecem de maneira pontual, cada uma com um único registro. No caso dos agrotóxicos, embora a permissão seja menos frequente, ela também se restringe à zona de recuperação, com apenas um registro. Não foram mencionadas outras zonas além das citadas (Figura 12).

Figura 12 - Regulamentação do uso de substâncias químicas nas Zonas de UC.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A gestão de espécies exóticas e invasoras em UC permanece sendo um desafio para a conservação no Brasil (Sampaio; Schmidt, 2013), uma vez que seu manejo demanda de ações de controle compatíveis com os instrumentos legais que regem a gestão ambiental. A definição de diretrizes claras para o uso de substâncias químicas em UC é um elemento central para a gestão ambiental, especialmente em cenários que envolvem restauração ecológica e controle de espécies vegetais exóticas invasoras (REBRE, 2014). No presente estudo, avaliamos como a legislação brasileira e os planos de manejo abordam o uso de

substâncias químicas e a presença de flora exótica em UC. Os resultados evidenciam a ausência de proibição legal explícita para herbicidas e a escassez de normativas sobre o seu emprego em UC, ao mesmo tempo em que os planos de manejo apresentam heterogeneidade terminológica e regulatória. A ausência de parâmetros uniformes sugere que o uso dessas substâncias em UC ocorre em um cenário de baixa padronização e sem segurança jurídica, o que limita a implementação de ações de manejo pela gestão dessas áreas.

A elevada presença de espécies vegetais exóticas registrada nos planos de manejo analisados evidencia um problema amplamente reconhecido na literatura, uma vez que muitas dessas espécies, quando invasoras, possuem a capacidade de alterar processos ecológicos e comprometer a integridade dos ecossistemas (Mack *et al.*, 2000). Entre as mais citadas, a goiaba (*Psidium guajava* L.), é conhecida por formar adensamentos que dificultam a regeneração de espécies nativas (Mallmann *et al.*, 2023). Estudos indicam que o manejo mais adequado à espécie é a partir da aplicação de herbicidas no toco após o corte (Dechoum; Ziller, 2013; Andrade *et al.*, 2015). O lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* J. Koenig), por sua vez, apresenta rápida expansão em ambientes úmidos, prejudicando o desenvolvimento de nativas por competição (Costa *et al.*, 2019) sendo seu controle baseado principalmente na remoção manual (Maciel, 2011) e na aspersão foliar utilizando herbicidas (ICMBio, 2023). Já o capim-gordura (*Melinis minutiflora* P.Beauv) é uma gramínea altamente inflamável, que altera regimes de fogo (D'Antonio; Vitousek, 1992) e inibe a regeneração de arbóreas (Hoffmann; Haridasan, 2008), cujo controle deve ser realizado por meio do manejo integrado, com monitoramento contínuo das áreas, dado a agressividade dessa gramínea (Martins, 2006). Diante da proporção de espécies exóticas documentadas (393 no total), torna-se fundamental que as listas de espécies presentes em UC sejam atualizadas continuamente, a fim de garantir diagnósticos mais acurados e possibilitar a definição de prioridades de manejo por gestores (Durigan *et al.*, 2013). Além disso, a efetividade da conservação depende da adoção de ações de controle, monitoramento e prevenção, reconhecidas como componentes centrais da gestão de espécies invasoras (Simberloff *et al.*, 2013)

A análise da legislação consultada indica que, embora não exista proibição explícita ao uso de herbicidas, também não há diretrizes específicas que definam condições, limites ou vedações para sua aplicação. Nesse contexto, a definição de uso passa a recair sobre os próprios planos de manejo, que se tornam o instrumento responsável por estabelecer critérios técnicos, as limitações de uso e justificativas ecológicas alinhadas aos objetivos da UC e demais leis ambientais vigentes. A Instrução Normativa ICMBio nº 19/2025 estabelece o

arcabouço formal para a prevenção, o controle e a erradicação de espécies invasoras em UC federais. A norma determina que qualquer ação de manejo, incluindo o uso de métodos químicos, quando aplicáveis, só pode ser executada se previamente descrita em um projeto de manejo (art. 6º), de acordo com as diretrizes do plano de manejo (ICMbio, 2025). Apesar desse mecanismo ser voltado a UC federais, ainda pode ser utilizado no contexto de UC estaduais, na ausência de outro, próprio a esta esfera administrativa. No âmbito regulatório, determina-se que, para o controle químico de espécies invasoras, somente poderão ser utilizados aqueles produtos registrados no IBAMA, que constam na Lista de Agrotóxicos de Uso Não Agrícola (Produtos de Controle Ambiental – PCA) (ICMbio, 2025). Assim, ainda que a IN nº 19/2025 não trate diretamente de substâncias químicas ou de sua regulamentação, o uso de herbicidas em áreas protegidas depende não apenas da autorização do ICMbio, mas também da compatibilidade entre o método proposto e o enquadramento nos requisitos do IBAMA. Nesse sentido, pode-se dizer que o uso de herbicidas em UC federais e suas ZA não é proibido, mas é condicionado (i) à aprovação técnica pelo ICMbio via projeto de manejo e (ii) ao atendimento à legislação federal que regula o registro e aplicação dessas substâncias químicas. Outro entrave nesse contexto é que a maior parte dos PCA disponíveis no mercado brasileiro possui registro exclusivo para uso em culturas agrícolas ou uso florestal, de modo que há poucos produtos que podem ser empregados no manejo de invasões biológicas, de forma que muitas espécies invasoras não constam no registro ou nos rótulos de produtos (Ziller *et al.*, 2024). É o caso de espécies como *Urochloa eminii* (Mez) Davidse e *Hedychium coronarium* J. Koenig, que não dispõem de PCA registrado com indicação para seu controle (IBAMA, 2022), o que limita as opções de controle. Quando um PCA registrado apenas para fins agrícolas é aplicado fora desse contexto, pode-se gerar insegurança jurídica, uma vez que tal uso extrapola as condições do registro, e, dependendo da interpretação das normas que regem agrotóxicos e infrações ambientais, pode inclusive abrir margem para enquadramento como infração ou crime ambiental. Dessa forma, embora exista previsão normativa clara que permita o manejo químico dentro das UCs, sua plena viabilidade depende das normas do plano de manejo e da existência de produtos adequadamente registrados para uso não agrícola, de modo que as ações de controle possam ser realizadas com segurança técnica, legal e operacional. Diante disso, torna-se necessária a criação de um procedimento prático para incorporação de espécies nos registros, permitindo que produtos já aprovados possam ser utilizados em alvos similares ou com base em referências internacionais de eficácia, de modo a facilitar ações emergenciais de controle de focos iniciais de invasão biológica (Ziller *et al.*, 2024).

A análise dos planos de manejo aponta heterogeneidade na forma como UC tratam o uso de substâncias químicas. O fato de metade dos planos de manejo (32 de 63) não mencionarem qualquer diretriz sobre o tema indica um desafio para o manejo adequado. Apesar da elevada ocorrência de espécies exóticas invasoras nas UC brasileiras, estratégias de controle e erradicação são escassas e pouco institucionalizadas, além de que os recursos que requerem estão poucos disponíveis aos gestores dessas áreas (Ziller; Dechoum, 2013).

Além disso, mesmo entre os planos que mencionam o tema, observa-se uma expressiva variação terminológica para substâncias químicas, com o uso alternado de termos como herbicidas, agrotóxicos e agroquímicos. Agrotóxicos são definidos pela Lei Nº 14.785/2023 como produtos ou agentes de processos físicos, químicos ou biológicos empregados na produção, armazenamento e beneficiamento agrícola, em pastagens e na proteção de florestas plantadas, com a finalidade de modificar ou controlar organismos considerados nocivos (Brasil, 2023). Dentro desse grupo, os herbicidas constituem uma categoria específica, voltada ao controle de plantas indesejadas (Kraehmer *et al.*, 2014). O termo agroquímicos, embora utilizado amplamente na literatura, trata-se de um sinônimo de agrotóxicos (Milkiewicz, 2023), sendo empregado de forma mais abrangente para designar insumos químicos usados na produção agrícola (Athanassiou, 2022). Discute-se que o uso do termo “agrotóxico” e de outros neologismos com cargas negativas ou positivas não são adequados para comunicar riscos de forma clara e tecnicamente responsável (Rembischevsk; Caldas., 2018). A coexistência desses termos em documentos oficiais pode gerar ambiguidades, especialmente no manejo de ambientes naturais, destacando a necessidade de padronização conceitual. Também observa-se uma divergência expressiva nas formas de regulamentação. Para herbicidas, predominam registros de uso permitido, com seis UC autorizando explicitamente sua aplicação e nenhuma estabelecendo restrições ou proibições. Em contraste, no caso dos agrotóxicos, a categoria mais recorrente é uso proibido, presente em nove planos, enquanto permissões ou restrições são pouco frequentes. Já para agroquímicos, a maioria das UC adota o uso permitido, citado em 12 documentos, com apenas dois mencionando uso restrito e nenhum estabelecendo proibição. Esse contraste evidencia que diferentes termos associados a substâncias químicas são regulamentados de forma não uniforme entre as UC, resultando em um cenário no qual substâncias potencialmente semelhantes recebem tratamentos regulatórios distintos. Tal divergência indica ausência de critérios padronizados na definição de permissões e vedações, dificultando a harmonização das práticas de manejo e a previsibilidade das ações administrativas entre diferentes unidades.

Em relação aos grupos de manejo, os herbicidas foram majoritariamente regulamentados como Uso Permitido em UC de Proteção Integral, de modo que somente uma UC de Uso Sustentável apresentou permissão para seu uso. Padrão semelhante ocorre para agroquímicos, que apresentou predominantemente Uso Permitido para UCPI. O contrário ocorre com os agrotóxicos, que dispõe majoritariamente de Uso Proibido, também em UCPI, o que revela uma dicotomia na abordagem normativa interna das UCs quanto ao termo. Um estudo indicou que a maior incidência de espécies invasoras, com 318 espécies registradas, distribuídas entre diferentes grupos taxonômicos; para UC de Uso Sustentável, foram documentadas 142 espécies (Ziller; Dechoum, 2013). Esses dados evidenciam a necessidade de manejo desses organismos em UC.

Os padrões observados para as diferentes categorias de manejo também demonstram que a regulamentação dessas substâncias não segue critérios bem estabelecidos, uma vez que apresenta amplitudes regulatórias que variam conforme a categoria e o termo utilizado. O fato de os herbicidas aparecerem como uso permitido quase exclusivamente em Estações Ecológicas e, de forma pontual, em Monumento Natural e Floresta Estadual, contrasta com agrotóxicos, cuja predominância de proibições se concentra sobretudo nos Parques Estaduais. Essa distinção sugere que determinadas categorias especialmente aquelas historicamente associadas à pesquisa e ao manejo ativo tendem a admitir ferramentas de controle químico com maior frequência, enquanto categorias voltadas à manutenção de atributos naturais mais sensíveis adotam posturas mais restritivas. Foi observado a adoção do “Uso Proibido” para agrotóxicos em uma Estação Ecológica, o que revela uma incoerência normativa, uma vez que o próprio SNUC (Lei 9.985/2000, art. 9º, §4º) admite intervenções de manejo voltadas à restauração de ecossistemas ou ao manejo de espécies nessa categoria (Brasil, 2000), o que pressupõe a possibilidade de empregar diferentes ferramentas de gestão, inclusive químicas, quando necessárias para cumprir os objetivos de conservação.

Quanto às zonas, a análise evidenciou que a maioria das permissões para o uso de substâncias químicas se concentra na Zona de Recuperação. Essa tendência é nítida para os agroquímicos, cujo uso permitido foi registrado exclusivamente para essa zona. De forma semelhante, os herbicidas mostram maior incidência na mesma zona citada anteriormente, enquanto zonas como Zona Primitiva e Zona de Interferência Experimental surgem apenas pontualmente. Mesmo no caso de agrotóxicos, menos autorizados, a permissão também se limita à Zona de Recuperação. Esse padrão ressalta que a Zona de Recuperação funciona como principal área de maior flexibilidade para intervenções, incluindo a química, enquanto zonas destinadas à preservação estrita permanecem praticamente livres de permissões de uso

de substâncias químicas. O ICMBio (2018) define o zoneamento interno das UCs como a delimitação de setores com diferentes regimes de uso, de acordo com determinados objetivos de manejo, de forma que zonas de menor intervenção são reservadas para preservação estrita e áreas degradadas são destinadas à recuperação ambiental, onde o manejo ativo é admitido. Assim, a concentração de permissões para uso de substâncias químicas na Zona de Recuperação parece refletir a lógica de zoneamento, uma vez que essa zona se enquadra como uma Zona de Adequação Ambiental, concebida como local de restauração e intervenção (D'Amico *et al.*, 2018), o que legitima, do ponto de vista institucional, métodos mais intensivos de manejo, inclusive químicos.

Embora a legislação e os planos de manejo prevejam diretrizes gerais para a proteção e manejo das UC, a falta de padronização terminológica e regulatória compromete a clareza e a efetividade das orientações. Como consequência, é gerado um cenário em que a decisão sobre o uso de substâncias químicas fica a critério da interpretação de cada gestor. Por outro lado, a restrição legal em relação ao uso de substâncias sem registro para culturas pode ser uma potencial barreira para uso no manejo conservacionista.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos ao longo deste estudo evidenciam que a presença de espécies exóticas e invasoras em UC estaduais de São Paulo configura uma situação recorrente, demandando ações contínuas de manejo para garantir que os objetivos previstos para essas áreas sejam alcançados. A frequência desses registros indica que, mesmo em ambientes legalmente protegidos, a presença de espécies não autóctones persiste, reforçando a necessidade de estratégias sistemáticas de prevenção, controle e monitoramento.

Observou-se que os mecanismos legais vigentes não estabelecem vedações explícitas à utilização de herbicidas em UC, delegando aos planos de manejo a responsabilidade de definir permissões, proibições ou condições de uso. Esse cenário gera heterogeneidade normativa entre diferentes UC, o que dificulta a padronização das práticas de controle e compromete a segurança jurídica da gestão responsável pela execução dessas ações. Além disso, verificou-se uma variedade de termos empregados nos documentos para se referir a substâncias químicas. Embora esses termos frequentemente apresentem significados e contextos semelhantes, a heterogeneidade terminológica, associada à ausência de clareza quanto ao status de permissão ou proibição, constitui um obstáculo ao manejo. Assim, tornar

nítida a possibilidade ou não do uso dessas substâncias nos planos de manejo configura um aspecto importante para o aperfeiçoamento das ações de controle de invasões biológicas.

Destaca-se ainda que a ausência de registros oficiais de produtos destinados ao contexto de conservação e restauração representa outro entrave. Há poucas formulações regulamentadas com esse propósito, o que limita o ganho de escala das ações de manejo químico e fragiliza a segurança jurídica de gestores. Nesse sentido, estimular processos regulatórios que contemplem esses usos, bem como fomentar o desenvolvimento de produtos adequados às necessidades das UC, constitui uma frente relevante para avanços futuros.

Diante disso, concluímos, para superar as ameaças de espécies exóticas invasoras em UC, torna-se necessário não somente técnicas de manejo efetivas, mas também maior clareza normativa quanto ao uso desses produtos, além do estabelecimento de processos que viabilizem a inclusão de substâncias no registro de herbicidas já existentes ou a formulação de produtos específicos voltados a esse propósito. Ademais, a padronização terminológica entre diferentes unidades pode contribuir para maior segurança jurídica e eficácia nas ações de conservação. Trabalhos futuros podem investigar caminhos para a regulamentação de herbicidas destinados ao manejo de invasões, aprofundar a análise das terminologias utilizadas e avaliar os impactos ecológicos do uso dessas substâncias em contextos de conservação e restauração.

REFERÊNCIAS

- ADELINO, J. R. P. *et al.* The economic costs of biological invasions in Brazil: a first assessment. *In*: ZENNI, R. D.; MCDERMOTT, S.; GARCÍA-BERTHOUE, E.; ESSL, F. (Eds.). The economic costs of biological invasions around the world. **NeoBiota**, [S.l.], v. 67, p. 349–374, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.59185>. Disponível em: <https://neobiota.pensoft.net/article/59185/>. Acesso em: 22 jul. 2025.
- ANDRADE, C. M. S. de. *et al.* Métodos de controle químico de goiabeira (*Psidium guajava* L.) em pastagens. *In*: Simpósio Nacional sobre Plantas Daninhas em Sistemas de Produção Tropical, 2015, Rio Branco. Anais do I Simpósio Nacional sobre Plantas Daninhas em Sistemas de Produção Tropical. Embrapa Acre, 2015. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1029019/metodos-de-controle-quimico-de-goiabeira-psidium-guajava-l-em-pastagens>. Acesso em: 26 nov. 2025.
- ARAÚJO, F. V. *et al.* Herbicides in forest restoration: Selectivity and adequate dose as key factors for the management of *Urochloa decumbens*. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 216, p. 107641, jun. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2025.107641>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857425001296?via%3Dihub>. Acesso em: 22 jul. 2025.
- ARONSON, J.; ALEXANDER, S. Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 3, p. 293–296, 2013. DOI: 10.1111/rec.12011. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/rec.12011>. Acesso em: 6 nov. 2025.
- ATHANASSIOU, C. G. Agrochemicals — Shifting from the Past to the Future with a New Journal. **Agrochemicals**, v. 1, n. 1, p. 1–2, 2022. DOI: 10.3390/agrochemicals1010001. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2813-3145/1/1/1>. Acesso em: 27 nov. 2025..
- BARROSO, G. M. *et al.* Pesticide residues in Brazil: analysis of environmental legislation and regulation and the challenge of sustainable production. **Sustainability**, v. 17, n. 6, art. 2583, 2025. DOI: 10.3390/su17062583. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/17/6/2583>. Acesso em: 24 nov. 2025.
- BENNETT, A. E. *et al.* Multiple mechanisms enable invasive species to suppress native species. **American Journal of Botany**, v. 98, n. 7, p. 1086–1094, 2011. DOI: 10.3732/ajb.1000177. Disponível em: <https://bsapubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.3732/ajb.1000177>. Acesso em: 11 nov. 2025.
- BENSUSAN, N. **Conservação da biodiversidade em áreas protegidas**. Rio de Janeiro: FGV Editora, 2006.
- BLACKBURN, T. M. *et al.* A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, Oxford, v. 26, n. 7, p. 333–339, jul. 2011. Elsevier Ltd. DOI: 10.1016/j.tree.2011.03.023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534711000930>. Acesso em: 22 jul. 2025.

BLUMENTHAL, D. M. *et al.* Soil carbon addition controls weeds and facilitates prairie restoration. **Ecological Applications**, v. 13, n. 3, p. 605-615, jun. 2003. DOI: 10.1890/1051-0761(2003)013[0605:SCACWA]2.0.CO;2. Disponível em: <https://experts.umn.edu/en/publications/soil-carbon-addition-controls-weeds-and-facilitates-prairie-resto/> Acesso em: 24 nov. 2025.

BRANCALION, P. H. S. *et al.* Ecosystem restoration job creation potential in Brazil. **People and Nature**, v. 4, n. 6, 2022. DOI: 10.1002/pan3.10370. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/pan3.10370>. Acesso em: 10 dez. 2025.

BRANCALION, P. H. S. *et al.* 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. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/10549811.2013.817339>. Acesso em: 19 nov. 2025.

BRANCATELLI, G. I. E. *et al.* Fire as a management tool for invasive woody plants in natural environments: A systematic review. **Biological Conservation**, [S.l.], v. 303, p. 110602, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110602>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320724001642>. Acesso em: 22 jul. 2025.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília, DF: **Presidência da República**, 1988. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 22 jul. 2025.

BRASIL. Decreto n. 8.972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PROVEG). **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2017. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/d8972.htm. Acesso em: 7 nov. 2025

BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 12 fev. 1998. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19605.htm. Acesso em: 19 mai. 2025.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 jul. 2000. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acesso em: 19 mai. 2025.

BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 22 dez. 2006. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/11428.htm. Acesso em: 19 mai. 2025.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 25 maio 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 19 mai. 2025.

BRASIL. Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 24 jan. 2017. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/d8972.htm. Acesso em: 22 jul. 2025.

BRASIL. Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 13 jan. 2021. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2021/lei/l14119.htm. Acesso em: 19 mai. 2025.

BRASIL. Lei nº 14.785, de 27 de dezembro de 2023. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem, a rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e das embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, de produtos de controle ambiental, de seus produtos técnicos e afins. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 27 dezembro. 2023. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2023-2026/2023/lei/l14785.htm. Acesso em: 19 mai. 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima; Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Instrução Normativa ICMBIO nº 19, de 14 de abril de 2025. Dispõe sobre a prevenção da introdução e o controle ou a erradicação de espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação federais e suas Zonas de Amortecimento (processo nº 02176.000033/2019-91). **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 16 abr. 2025. Seção 1, p. 80. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/manejo-de-especies-exoticas-invasoras/manejodeeei/INSTRUONORMATIVAICMBION19DE14DEABRILDE2025INSTRUONORMATIVAICMBION19DE14DEABRILDE2025DOUImprensaNacional.pdf>. Acesso em: 27 nov. 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. Revista SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Brasília: MMA, 2022. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/composicao/sbio/dap/revistasnuc_2022_pagsimples.pdf/view. Acesso em: 19 mai. 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. Painel de Unidades de Conservação. Disponível em: <https://cnuc.mma.gov.br/powerbi>. Acesso em: 05 jun. 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Planaveg). Brasília, DF, 2017. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/composicao/sbio/dflo/plano-nacional-de-recuperacao-da-vegetacao-nativa-planaveg>. Acesso em: 22 jul. 2025.

BRASIL. Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – PLANAVEG 2025-2028. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA), 2024. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/composicao/sbio/dflo/plano-nacional-de-recuperacao-da-vegetacao-nativa-planaveg/planaveg_2025-2028_2dez2024.pdf. Acesso em: 19 nov. 2025.

BROADHURST, L. M. *et al.* Seed supply for broadscale restoration: maximizing evolutionary potential. **Evolutionary Applications**, v. 1, n. 4, p. 587-597, nov. 2008. DOI: 10.1111/j.1752-4571.2008.00045.x. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3352390/>. Acesso em: 24 nov. 2025.

BROOKS, M. L. *et al.* Effects of invasive alien plants on fire regimes. **BioScience**, Oxford, v. 54, n. 7, p. 677–688, jul. 2004. DOI: 10.1641/0006-3568(2004)054[0677:EOIAPO]2.0.CO;2. Disponível em: <https://academic.oup.com/bioscience/article-abstract/54/7/677/223532?redirectedFrom=fulltext&login=false>. Acesso em: 22 jul. 2025.

CASTILLIONI, K. P. **Avaliação de diferentes técnicas de manejo para o controle de gramíneas invasoras em unidade de conservação de Cerrado.** Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Biologia Vegetal) – Instituto de Biociências, Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2015. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/904db794-f60b-44d1-b8d8-dc698e3af2c0/content>; Acesso em: 30 mai. 2025.

CHAZDON, R. L. *et al.* The intervention continuum in restoration ecology: rethinking the active–passive dichotomy. **Restoration Ecology**, v. 32, n. 8, 2021. DOI: 10.1111/rec.13535. Disponível em: Acesso em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.13535> 11 dez. 2025.

CIRNE, P.; MIRANDA, H. S. Effects of prescribed fires on the survival and release of seeds of *Kielmeyera coriacea* (Spr.) Mart. (Clusiaceae) in savannas of Central Brazil. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 20, n. 3, set. 2008. DOI: 10.1590/S1677-04202008000300004. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjpp/a/6bLML8LnZxrCBQtK6SLy7Wm/?lang=en>. Acesso em: 24 nov. 2025.

COMER, P. J. *et al.* Establishing reference models for ecological restoration — case study from Colorado National Monument, USA. **Land**, v. 14, n. 9, p. 1871, 2025. DOI: 10.3390/land14091871. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/14/9/1871>. Acesso em: 24 nov. 2025.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (CBD). **Governments agree on the way forward to mobilise the resources needed to protect biodiversity for people and planet.** [S. l.], 27 Feb. 2025. Disponível em: <https://www.cbd.int/doc/press/2025/pr-2025-02-27-cop16-en.pdf>. Acesso em: 18 nov. 2025.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (CBD). **Nations adopt four goals, 23 targets for 2030 in landmark UN biodiversity agreement.** [S. l.], 19 Dec. 2022. Disponível em: <https://prod.drupal.www.infra.cbd.int/sites/default/files/2022-12/221219-CBD-PressRelease-COP15-Final.pdf>. Acesso em: 18 nov. 2025.

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*, v. 265, p. 37–46, fev. 2012. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.10.013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S037811271100627X>. Acesso em: 24 nov. 2025.

COSTA, R. O. *et al.* Invasive *Hedychium coronarium* inhibits native seedling growth through belowground competition. *Flora*, v. 261, p. 151479, 2019. DOI: 10.1016/j.flora.2019.151479. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0367253019304839>. Acesso em: 27 mai. 2025.

D'AMICO, A. R. *et al.* (Orgs.). **Roteiro metodológico para elaboração e revisão de planos de manejo das unidades de conservação federais**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, 2018. 208 p. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/roteiros/roteiro_metodologico_elaboracao_revisao_plano_manejo_ucs.pdf. Acesso em: 27 nov. 2025.

D'ANTONIO, C. M. *et al.* Invasive plants in wildland ecosystems: merging the study of invasion processes with management needs. *Frontiers in Ecology and the Environment*, Washington, v. 2, n. 10, p. 513–521, dez. 2004. DOI: 10.1890/1540-9295(2004)002[0513:IPWEM]2.0.CO;2. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1540-9295%282004%29002%5B0513%3AIPWEM%5D2.0.CO%3B2>. Acesso em: 6 mai. 2025.

D'ANTONIO, C.; MEYERSON, L. A. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology*, v. 10, n. 4, p. 703–713, 2002. DOI: 10.1046/j.1526-100X.2002.01051.x. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1526-100X.2002.01051.x>. Acesso em: 10 nov. 2025.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 23, p. 63–87, 1992. DOI: 10.1146/annurev.es.23.110192.000431. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.es.23.110192.000431>. Acesso em: 25 nov. 2025.

DECHOUM, M.S., JUNQUEIRA, A. O. R., ORSI, M.L. (Org.). **Relatório Temático sobre Espécies Exóticas Invasoras, Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos**. 1ª ed. São Carlos: Editora Cubo, 2024. p. 297. Disponível em: <https://www.bpbes.net.br/wp-content/uploads/2024/02/Relatorio-Tematico-Sobre-Especies-Exoticas-Invasoras.pdf>. Acesso em 24 de mai. 2025.

DECHOUM, M. S.; ZILLER, S. R. Métodos para controle de plantas exóticas invasoras. *Biotemas*, Viçosa, v. 26, n. 1, p. 69–77, 2013. DOI: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2013v26n1p69>. Disponível em: <https://periodicos.ufsc.br/index.php/biotemas/article/view/2175-7925.2013v26n1p69>. Acesso em: 30 mai. 2025.

DÍAZ, S. *et al.* Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*, Washington, v. 366, n. 6471, p. eaax3100, 2019. DOI:

10.1126/science.aax3100. Disponível em:
<https://www.science.org/doi/10.1126/science.aax3100>. Acesso em: 30 mai. 2025.

DELLASALA, D. A. *et al.* A citizen's call for ecological forest restoration: forest restoration principles and criteria. **Ecological Restoration**, v. 21, n. 1, p. 14-23, mar. 2003. DOI: 10.3368/er.21.1.14. Disponível em: <https://er.uwpress.org/content/21/1/14>. Acesso em: 10 nov. 2025.

DUDLEY, N. (Ed.). **Guidelines for applying protected area management categories: including IUCN WCPA Best Practice Guidance on recognising protected areas and assigning management categories and governance types**. Gland, Switzerland: IUCN, 2008–2013. (Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 21). Disponível em:
<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-021.pdf>. Acesso em: 19 mai. 2025.

DUKE, S. O. Overview of herbicide mechanisms of action. **Environmental Health Perspectives**, [S.l.], v. 87, p. 263–271, jul. 1990. DOI: <https://doi.org/10.1289/ehp.9087263>. Disponível em: <https://ehp.niehs.nih.gov/doi/10.1289/ehp.9087263>. Acesso em: 30 mai. 2025.

DURIGAN, G. *et al.* Control of invasive plants: ecological and socioeconomic criteria for the decision making process. **Natureza & Conservação**, São Paulo, v. 11, n. 1, p. 23–30, jul. 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2013.003>. Disponível em:
<https://doi.editoracubo.com.br/10.4322/natcon.2013.003>. Acesso em: 30 mai. 2025.

FAO. **Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report**. FAO; ITPS, 2015. Disponível em:
https://www.fao.org/fileadmin/user_upload/newsroom/docs/FAO-world_soils-report-COMPL ETE.pdf. Acesso em: 23 nov. 2025.

FERNANDES, P. F. **Caracterização do potencial de restauração vegetal em Unidades de Conservação de Proteção Integral e zonas de amortecimento no estado de São Paulo**. 2025. Dissertação (Mestrado em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis – PPGPUR-So) — Universidade Federal de São Carlos, Câmpus Sorocaba, 2025. Disponível em: https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/SCAR_374eae0384aac0a05c22c4b006b0b3d3. Acesso em: 23 nov. 2025.

FLORIDO, F. G. *et al.* A comprehensive experimental assessment of glyphosate ecological impacts in riparian forest restoration. **Ecological Applications**, v. 32, n. 1, 2021. DOI: 10.1002/eap.2472. Disponível em:
<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/eap.2472>. Acesso em: 10 dez. 2025.

FONSECA, A. C. *et al.* Capítulo 5: Manejo de espécies exóticas invasoras: experiências nacionais. In: Dechoum, M.S., Junqueira, A. O. R., Orsi, M.L. (Org.). **Relatório Temático sobre Espécies Exóticas Invasoras, Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos**. 1ª. Ed. São Carlos: Editora Cubo, 2024. P. 185-236. <https://doi.org/10.4322/978-65-00-87228-6.cap5>

FONSECA, M. *et al.* T. O papel das unidades de conservação. **Scientific American Brasil**, São Paulo, v. 39, 2010. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/260513394_O_Papel_das_Unidades_de_Conservacao. Acesso em: 30 mai. 2025.

FRANCO, J. L. de A. *et al.* História da conservação da natureza e das áreas protegidas: panorama geral. **Historiæ**, v. 6, n. 2, p. 233–270, 2015. Disponível em: <https://repositorio.furg.br/bitstream/handle/1/7122/5594-15894-1-PB.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 30 out. 2025.

FUNDAÇÃO FLORESTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Áreas protegidas. Disponível em: <https://fflorestal.sp.gov.br/areas-protegidas/>. Acesso em: 05 jun. 2025.

FUNDAÇÃO SEADE. Economia municipal. Disponível em: <https://municipios.seade.gov.br/economia/>. Acesso em: 05 jun. 2025

GANN, G. D. *et al.* International principles and standards for the practice of ecological restoration: Second edition. **Restoration Ecology**, v. 27, supl. 1, p. S1–S46, set. 2019. DOI: 10.1111/rec.13035. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.13035>. Acesso em: 5 nov. 2025.

GAO, F.-L. *et al.* Effects of native species richness on reproduction of invasive *Bidens pilosa* vary with nutrient supply. **Ecological Processes**, v. 13, art. 46, 2024. DOI: 10.1186/s13717-024-00527-3. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1186/s13717-024-00527-3>. Acesso em: 27 nov. 2025.

GELDMANN, J. *et al.* A global analysis of management capacity and ecological outcomes in terrestrial protected areas. **Conservation Letters**, v. 11, n. 3, p. e12434, 2018. DOI: 10.1111/conl.12434. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/conl.12434>. Acesso em: 19 nov. 2025.

GUERRA, A. *et al.* Land use and regulating ecosystem services scenarios for the Brazilian Pantanal and its surroundings under different storylines of future regional development. **Conservation Science and Practice**, v. 7, n. 7, p. e70012, 2025. DOI: 10.1111/csp2.70012. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/csp2.70012>. Acesso em: 26 nov. 2025.

HEAP, I. Global perspective of herbicide-resistant weeds. **Pest Management Science**, v. 70, n. 9, p. 1306–1315, set. 2013. DOI: 10.1002/ps.3696. Disponível em: <https://scijournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ps.3696>. Acesso em: 12 nov. 2025.

HENN, J. J. *et al.* Environmental gradients influence differences in leaf functional traits between native and non-native plants. **Oecologia**, v. 191, n. 2, p. 397–409, out. 2019. DOI: 10.1007/s00442-019-04498-7. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31494711/>. Acesso em: 11 nov. 2025.

HIGGS, E. *et al.* The changing role of history in restoration ecology. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 12, n. 9, p. 499–506, 2014. DOI: 10.1890/110267. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/110267>. Acesso em: 22 nov. 2025.

HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Towards a conceptual framework for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 4, n. 2, p. 93–110, 1996. DOI: 10.1111/j.1526-100X.1996.tb00112.x. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1526-100X.1996.tb00112.x>. Acesso em: 7 nov. 2025.

HOCKINGS, M. *et al.* **Evaluating effectiveness: a framework for assessing management effectiveness of protected areas**. 2. ed. Gland; Cambridge: IUCN, 2006.

HOCKINGS, M. Evaluating management of protected areas: integrating planning and evaluation. **Environmental Management**, v. 22, n. 3, p. 337–345, 1998. DOI: 10.1007/s002679900109. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s002679900109>. Acesso em: 19 nov. 2025.

HOFFMANN, W. A; HARIDASAN, M. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. **Austral Ecology**, v. 33, n. 1, p. 29–36, 2008. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2007.01787.x. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1442-9993.2007.01787.x>. Acesso em: 27 nov. 2025.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 1558–1563, 2011. Disponível em: <https://www.holl-lab.com/uploads/2/6/0/0/26004460/hollaide2011.pdf>. Acesso em: 7 nov. 2025.

HOLL, K. D. **Fundamentos da Restauração Ecológica**. México CDMX: CopIt-arXives, 2023.

HULME, P. E. *et al.* Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, p. 403–414, 2008. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2007.01442.x. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1365-2664.2007.01442.x>. Acesso em: 11 nov. 2025.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **Manejo de Espécies Exóticas Invasoras (EEI)**. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/manejo-de-especies-exoticas-invasoras/manejodeeei>. Acesso em: 26 nov. 2025.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **Guia de orientação para o manejo de espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais** [livro eletrônico]. 4. ed. Brasília, DF: ICMBio, 2025. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/manejo-de-especies-exoticas-invasoras/guias-e-materiais-orientadores/guias/guia-de-orientacao-para-o-manejo-de-especies-exoticas-invasoras-em-unidades-de-conservacao-federais.pdf>. Acesso em: 12 nov. 2025.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). **Planos de Manejo**. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/planos-de-manejo>. Acesso em: 19 nov. 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Panorama do estado de São Paulo. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/panorama>. Acesso em: 05 jun. 2025

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Produto Interno Bruto – PIB. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/pib.php>. Acesso em: 05 jun. 2025

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. São Paulo. Cidades e Estados. 2024. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sp.html>. Acesso em: 05 jun. 2025

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Registro de Agrotóxicos de Uso Não Agrícola.** Brasília: Ibama, 2025. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/registros/registro-de-agrotoxicos-de-uso-nao-agricola>. Acesso em: 23 nov. 2025.

IPBES. **Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services.** IPBES, 2019. Disponível em: <https://zenodo.org/records/3553579>. Acesso em: 24 nov. 2025.

IPCC. **Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems.** Shukla, P. R. et al. (eds.). In press. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2019/11/SRCCL-Full-Report-Compiled-191128.pdf>. Acesso em: 24 nov. 2025.

JORDAN, N. R.; LARSON, D. L.; HUERD, S. C. Soil modification by invasive plants: effects on native and invasive species of mixed-grass prairies. **Biological Invasions**, v. 10, p. 177–190, fev. 2008. DOI: 10.1007/s10530-007-9121-1. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-007-9121-1>. Acesso em: 05 jun. 2025

KAUR, S. *et al.* Editorial: Herbicide efficacy. **Frontiers in Agronomy**, v. 6, art. 1504465, 2024. DOI: 10.3389/fagro.2024.1504465. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/agronomy/articles/10.3389/fagro.2024.1504465/full>. Acesso em: 12 nov. 2025.

KAWAWA, R. C. A. *et al.* Allelopathic potential of invasive *Psidium guajava* L., against selected native tree species in Kakamega Tropical Forest, Western Kenya. **IOSR Journal of Pharmacy and Biological Sciences**, v. 11, n. 5, p. 80–86, 2016. DOI: 10.9790/3008-1105028086. ISSN 2319-7676. Disponível em: <https://www.periodicos.capes.gov.br/index.php/acervo/buscaador.html?task=detalhes&source=all&id=W2533400491>. Acesso em: 23 nov. 2025.

KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, A. *et al.* Threats and benefits of invasive alien plant species on pollinators. **Basic and Applied Ecology**, v. 64, p. 84–95, 2022. DOI: 10.1016/j.baae.2022.07.003. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1439179122000627>. Acesso em: 05 jun. 2025.

KRAEHMER, H. *et al.* Herbicides as Weed Control Agents: State of the Art: I. Weed Control Research and Safener Technology: The Path to Modern Agriculture. **Plant Physiology**, v. 166, n. 3, p. 1119–1131, 2014. DOI: 10.1104/pp.114.241901. Disponível em: <https://academic.oup.com/plphys/article-abstract/166/3/1119/6111191>. Acesso em: 26 nov. 2025.

KUEBBING, S. *et al.* Resource availability and plant diversity explain patterns of invasion of an exotic grass. **Journal of Plant Ecology**, v. 6, n. 2, p. 141–149, abr. 2013. DOI: 10.1093/jpe/rts018. Disponível em: <https://academic.oup.com/jpe/article/6/2/141/920134>. Acesso em: 26 nov. 2025.

LAZZARO, L. G. *et al.* Técnicas para controle químico de palmeiras invasoras em Unidade de Conservação na região metropolitana de São Paulo. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 55–70, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2019v32n2p55>. Disponível em: <https://periodicos.ufsc.br/index.php/biotemas/article/view/2175-7925.2019v32n2p55>. Acesso em: 05 jun. 2025

LEROY, B. *et al.* **Global Costs of Biological Invasions: InvaCost Living Figure**. 2022. Disponível em: https://borisleroy.com/invacost/invacost_livingfigure.html. Acesso em: 23 mai. 2025

LOCKWOOD, M. *et al.* **Protected areas management: a global guide**. London: Earthscan, 2006.

LOCKWOOD, J. L. *et al.* The role of propagule pressure in explaining species invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, n. 5, p. 223–228, 2005. DOI: 10.1016/j.tree.2005.02.004. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534705000327>. Acesso em: 19 nov. 2025.

MACHADO, M. T. S.; DRUMMOND, J. A.; BARRETO, C. G. *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit in Brazil: history of an invasive plant. **Iberoamericana: Revista de Filosofía, Política y Humanidades**, v. 1, n. 1, p. 1–15, abr. 2020. DOI: 10.15448/1980-864X.2020.1.33976. Disponível em: <https://revistaseletronicas.pucrs.br/iberoamericana/article/view/33976/19610>. Acesso em: 24 nov. 2025.

MACIEL, L. A. **Controle mecânico da herbácea exótica invasora lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* Koenig) no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – PETAR, SP**. 2011. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-10022012-094253/en.php>. Acesso em: 26 nov. 2025..

MACK, R. N. *et al.* Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. Ecological Applications. **Ecological Applications**, v. 10, n. 3, p. 689–710, 2000. DOI: 10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2. Disponível em:

<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1051-0761%282000%29010%5B0689%3ABICEGC%5D2.0.CO%3B2>. Acesso em: 23 nov. 2025.

MAGALHÃES, L. C. S.; SILVA-FORSBERG, M. C. Espécies exóticas invasoras: caracterização e ameaças aos ecossistemas. **Scientia Amazonia**, v. 5, n. 1, p. 63-74, 2016. Disponível em: <https://scientia-amazonia.org/wp-content/uploads/2016/06/v5-n1-63-74-2016.pdf>. Acesso em: 11 nov. 2025.

MALLMANN, C. L. *et al.* Leaf-Level Field Spectroscopy to Discriminate Invasive Species (*Psidium guajava* L. and *Hovenia dulcis* Thunb.) from Native Tree Species in the Southern Brazilian Atlantic Forest. **Remote Sensing**, v. 15, n. 3, p. 791, 2023. DOI: 10.3390/rs15030791. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/15/3/791>. Acesso em: 25 nov. 2025.

MANSOURIAN, S. *et al.* Overview of technical approaches to restoring tree cover at the site level. In: **Forest Restoration in Landscapes**. New York, NY: Springer, 2005. DOI: 10.1007/0-387-29112-1_35. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/0-387-29112-1_35. Acesso em: 11 nov. 2025.

MARTINS, C. R. *et al.* **Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (capim-gordura): uma espécie invasora do Cerrado**. Tese de doutorado – Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, 2006. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Carlos-Martins-23/publication/48928511_Caracterizacao_e_manejo_da_graminea_Melinis_minutiflora_P_Beauv_Capim-Gordura_uma_especie_invasora_do_cerrado/links/0deec51f24ff9a896d000000/Caracterizacao-e-manejo-da-graminea-Melinis-minutiflora-P-BEauv-Capim-Gordura-uma-especie-invasora-do-cerrado.pdf. Acesso em: 25 nov. 2025.

MEDEIROS, R. *et al.* A proteção da natureza no Brasil: evolução e conflitos de um modelo em construção. **Revista de Desenvolvimento Econômico (RDE)**, v. 6, n. 9, 2004. Disponível em: <https://revistas.unifacs.br/index.php/rde/article/view/115>. Acesso em: 6 nov. 2025.

MEDEIROS, N. C. G. *et al.* Evaluation of the efficiency of the management plan for the zone of damping. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 10, n. 14, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i14.21775. Disponível em: <https://rsdjournal.org/rsd/article/view/21775>. Acesso em: 19 nov. 2025.

MEDEIROS, R. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 9, n. 1, jan./jun. 2006. DOI: 10.1590/S1414-753X2006000100003. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/C4CWbLFTKrTPGzcN68d6N5v/>. Acesso em: 6 nov. 2025.

MILKIEWICZ, L. Agroquímicos, agrotóxicos, pesticidas ou inseticidas: considerações gerais. **RJLB**, Ano 9, n. 1, p. 837–873, 2023. Disponível em: https://www.cidp.pt/revistas/rjlb/2023/1/2023_01_0837_0873.pdf. Acesso em: 26 nov. 2025.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES (MCTI). Acordo de Paris e NDC. Brasília: MCTI, 2020. Disponível em:

https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/sirene/publicacoes/acordo-de-paris-e-ndc/arquivos/pdf/acordo_paris.pdf. Acesso em: 7 nov. 2025.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **A Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB: Cópia do Decreto Legislativo no. 2, de 5 de junho de 1992**. Brasília, DF: MMA, 2000. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/textoconvenoportugus.pdf>. Acesso em: 6 nov. 2025.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1038/35002501>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/35002501>. Acesso em: 23 nov. 2025.

NALON, M. A. *et al.* **Inventário florestal do Estado de São Paulo: mapeamento da cobertura vegetal nativa**. São Paulo: Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente; Instituto Florestal, 2020.

NELSON, A.; CHOMITZ, K. M. **Protected Area Effectiveness in Reducing Tropical Deforestation: A Global Analysis of the Impact of Protection Status**. Washington, DC: Independent Evaluation Group, The World Bank, 2009. Evaluation Brief 7. Disponível em: https://ieg.worldbankgroup.org/sites/default/files/Data/reports/protected_areas_eb.pdf. Acesso em: 19 nov. 2025.

ONETO, S. R. *et al.* Efficacy of mechanical and herbicide control methods for Scotch broom (*Cytisus scoparius*) and cost analysis of chemical control options. **Invasive Plant Science and Management**, v. 3, n. 4, p. 421–428, out. 2010. DOI: 10.1614/IPSM-D-09-00030.1. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534705000327>. Acesso em: 12 nov. 2025.

ORBÁN, I. *et al.* The role of disturbance in invasive plant establishment in a changing climate: insights from a drought experiment. **Biological Invasions**, v. 23, p. 1877–1890, 2021. DOI: 10.1007/s10530-021-02478-8. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-021-02478-8>. Acesso em: 26 nov. 2025.

PINTO JUNIOR, J. E.; SILVEIRA, R. A. A introdução do eucalipto no Brasil pela Embrapa: bases institucionais e sua estruturação para a pesquisa com eucaliptos e corímbias. *In*: OLIVEIRA, E. B. de; PINTO JUNIOR, J. E. (Ed.). **O eucalipto e a Embrapa: quatro décadas de pesquisa e desenvolvimento**. Brasília, DF: Embrapa, 2021. cap. 1. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1131859>. Acesso em: 30 nov. 2025.

POWLEN, K. A. *et al.* Management effectiveness positively influences forest conservation outcomes in protected areas. **Biological Conservation**, v. 260, 2021. DOI: 10.1016/j.biocon.2021.109192. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320721002445>. Acesso em: 19 nov. 2025.

PYŠEK, P. *et al.* Scientists' warning on invasive alien species. **Biological Reviews**, v. 95, n. 6, p. 1511–1534, dez. 2020. DOI: 10.1111/brv.12627. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/brv.12627>. Acesso em: 25 nov. 2025.

PYŠEK, P.; RICHARDSON, D. M. Invasive species, environmental change and management, and health. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 35, p. 25-55, 2010. DOI: 10.1146/annurev-environ-033009-095548. Disponível em: https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=1707235. Acesso em: 6 nov. 2025.

RAI, P. K.; SINGH, J. S. Invasive alien plant species: their impact on environment, ecosystem services and human health. **Ecological Indicators**, v. 111, art. 106020, 2020. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.106020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X19310167>. Acesso em: 11 nov. 2025.

REDE BRASILEIRA DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA (REBRE). **Carta de Antonina**. Antonina, PR: REBRE, 2014. Disponível em: https://www.sobrestauracao.org/documentos/be7ade_9ceb0df31dc147b29e4a6f029c2af52c.pdf. Acesso em: 20 nov. 2025.

REIS, A. *et al.* Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 1, n. 1, p. 28-36, abr. 2003. Disponível em: <http://www.lerf.esalq.usp.br/divulgacao/recomendados/artigos/reis2003.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2025.

REIS, A. *et al.* Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 2, p. 244-250, abr. 2010. DOI: 10.1590/S0103-90162010000200018. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/sa/a/FDNYj4MjC6yCpJxGfkgYY3N/?format=html&lang=en>. Acesso em: 24 nov. 2025.

REY-BENAYAS, J. M. *et al.* Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 6, p. 329-336, 2008. DOI: 10.1890/070057. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/070057>. Acesso em: 9 nov. 2025.

REY BENAYAS, J. M. *et al.* Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, v. 325, n. 5944, p. 1121-1124, 2009. DOI: 10.1126/science.1172460. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1172460>. Acesso em: 6 nov. 2025.

RICHARDSON, D. M. *et al.* Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 6, p. 93-107, 2000. Blackwell Science, Ltd. DOI: 10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>. Acesso em: 23 mai. 2025.

RICHARDSON, D. M.; REJMÁNEK, M. Trees and shrubs as invasive alien species — a global review. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 5, p. 788-809, 2011. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x>. Acesso em: 23 nov. 2025.

REMBISCHEVSKI, P.; CALDAS, E. D. Agroquímicos para controle de pragas no Brasil: análise crítica do uso do termo agrotóxico como ferramenta de comunicação de risco.

Vigilância Sanitária em Debate, v. 6, n. 4, p. 2–12, 2018. DOI: 10.22239/2317-269X.01195. Disponível em: <https://www.redalyc.org/journal/5705/570561761002/pdf/>. Acesso em: 27 nov. 2025.

RODRIGUES, R. R. *et al.* **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ; Instituto BioAtlântica, 2009. 256 p. Disponível em: <http://www.lerf.esalq.usp.br/divulgacao/produzidos/livros/pacto2009.pdf>. Acesso em: 6 nov. 2025.

ROY, H. E. *et al.* IPBES Invasive Alien Species Assessment: Full report (Versão 4). Bonn: IPBES Secretariat, 2024. DOI: 10.5281/zenodo.11629357. Disponível em: <https://zenodo.org/records/11629357>. Acesso em: 25 nov. 2025.

RUUSKANEN, S. *et al.* Ecosystem consequences of herbicides: the role of microbiome. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 38, n. 1, p. 35-43, 2023. DOI: 10.1016/j.tree.2022.09.009. Disponível em: [https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347\(22\)00229-4](https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347(22)00229-4). Acesso em: 12 nov. 2025.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira – BioBrasil**, Brasília, v. 3, n. 2, 2014. Disponível em: <https://revistaelectronica.icmbio.gov.br/index.php/BioBR/article/view/351>. Acesso em: 23 mai. 2025

SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A. *et al.* Protected areas and conservation of biodiversity in the tropics. **Conservation Biology**, v. 13, n. 2, p. 407-411, 1999. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1999.013002407.x. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1046/j.1523-1739.1999.013002407.x>. Acesso em: 20 out. 2025

SAUL, W.-C. *et al.* Assessing patterns in introduction pathways of alien species by linking major invasion databases. **Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 54, n. 2, p. 657-669, 2017. DOI: 10.1111/1365-2664.12819. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/1365-2664.12819>. Acesso em: 19 nov. 2025.

SCANLON, J.; BURHENNE-GUILMIN, F. (eds.) **International Environmental Governance: An International Regime for Protected Areas**. Gland: IUCN; Cambridge: IUCN, 2004. ISBN 2-8317-0768-4. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/EPLP-049.pdf>. Acesso em: 5 nov. 2025.

SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY; UNEP-WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE. **Best policy guidance for the integration of biodiversity and ecosystem services in standards**. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity; 2012. CBD Technical Series No. 73. 52 p. Disponível em: <https://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-73-en.pdf>. Acesso em: 23 nov. 2025.

SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **The ecological and socio-economic impacts of invasive alien species on inland water ecosystems.**

UNEP/CBD/SBSTTA/10/INF/4, 6 Jan. 2005. Disponível em:

<https://www.cbd.int/doc/meetings/sbstta/sbstta-10/information/sbstta-10-inf-04-en.pdf>.

Acesso em: 11 nov. 2025.

SESSEGOLO, G. C. **A recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação.**

In: CAMPOS, J. B.; TOSSULINO, M. G. P.; MÜLLER, C. R. C. (org.). Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná - IAP, 2005. Disponível em:

https://dataserver-coids.inpe.br/queimadas/queimadas/Publicacoes-Impacto/material3os/2006_Sampaio_2006_Sampaio_ImpactoIncendiosUnidadesConservBrasil_IAPA_DE3os.pdf#page=29. Acesso em: 30 mai. 2025.

SIMBERLOFF, D. *et al.* Impacts of biological invasions: what's what and the way forward.

Trends in Ecology & Evolution, v. 28, n. 1, p. 58-66, jan. 2013. DOI:

10.1016/j.tree.2012.07.013. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534712001747>. Acesso em: 10 nov. 2025.

SUDING, K. N. *et al.* Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology.

Trends in Ecology & Evolution, v. 19, n. 1, p. 46-53, jan. 2004. DOI:

10.1016/j.tree.2003.10.005. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/16701225/>.

Acesso em: 23 nov. 2025.

TAMBOSI, L. R. *et al.* A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169–177,

2014. DOI: 10.1111/rec.12049. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/rec.12049>. Acesso em: 19 nov. 2025.

THOMAS, L.; MIDDLETON, J. **Guidelines for Management Planning of Protected Areas.** [S. l.], 2003. Disponível em:

https://www.ucipfg.com/Repositorio/MGTS/MGTS11/U5/thomas_middleton_2003_guidelines.pdf. Acesso em: 19 nov. 2025.

TU, M. *et al.* **Weed Control Methods Handbook: Tools and Techniques for Use in**

Natural Areas. The Nature Conservancy, 2001. Disponível em: <http://tncweeds.ucdavis.edu>.

Acesso em: 12 nov. 2025.

UNEP-WCMC; IUCN. **Protected Planet Report 2024.** Cambridge: UNEP-WCMC; Gland: IUCN, 2024. Disponível em:

<https://pp-digital-report-document.s3.eu-west-2.amazonaws.com/Protected+Planet+Report+2024.pdf>. Acesso em: 20 out. 2025.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP); FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **The UN Decade on Ecosystem Restoration 2021–2030: scaling up restoration of degraded and destroyed ecosystems.** Factsheet, 2020. Disponível em:

<https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/30919/UNDecade.pdf>. Acesso em: 7 nov. 2025.

- USHER, M. B. Biological invasions of nature reserves: a search for generalisations. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 44, n. 1–2, p. 119–135, 1988. DOI: 10.1016/0006-3207(88)90007-9. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0006320788900079>. Acesso em: 30 mai. 2025
- VAN KLEUNEN, M. *et al.* A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. **Ecology Letters**, v. 13, p. 235–245, 2010. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x>. Acesso em: 11 nov. 2025.
- VILÀ, M. *et al.* Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology Letters**, v. 14, n. 7, p. 702–708, 2011. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>. Acesso em: 30 mai. 2025
- VILÀ, M. *et al.* Conservation implications of invasion by plant hybridization. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 2, p. 207–217, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1010003603310>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1010003603310>. Acesso em: 30 mai. 2025
- VITOUSEK, P. M.; D'ANTONIO, C. M.; LOOPE, L. L.; REJMÁNEK, M.; WESTBROOKS, R. Introduced species: a significant component of human-caused global change. **New Zealand Journal of Ecology**, Christchurch, v. 21, n. 1, p. 1–16, nov. 1997.
- VITULE, J. R. S.; PRODOCIMO, V. Introdução de espécies não nativas e invasões biológicas. **Estudos de Biologia, Ambiente e Diversidade**, v. 34, n. 83, 2012. DOI: 10.7213/estud.biol.7335. Disponível em: <https://periodicos.pucpr.br/estudosdebiologia/article/view/22924>. Acesso em: 11 nov. 2025.
- WAGNER, V. *et al.* Herbicide usage for invasive non-native plant management in wildland areas of North America. **Journal of Applied Ecology**, Hoboken, v. 54, n. 1, p. 198–204, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12711>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.12711>. Acesso em: 30 mai. 2025
- WATSON, J. E. M. *et al.* The performance and potential of protected areas. **Nature**, v. 515, n. 7525, p. 67–73, 2014. DOI: 10.1038/nature13947. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature13947>. Acesso em: 4 nov. 2025.
- WEIDLICH, E. W. A. *et al.* Controlling invasive plant species in ecological restoration: a global review. **Journal of Applied Ecology**, Hoboken, v. 57, n. 9, p. 1806–1817, 2020. Disponível em: https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2664.13656?utm_source=researchgate.net&utm_medium=article. Acesso em: 30 mai. 2025

WITTENBERG, R.; COCK, M. J. W. (ed.). **Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices**. Wallingford, Oxon, UK: CAB International, 2001. 228 p.

ZENNI, R. D. Analysis of introduction history of invasive plants in Brazil reveals patterns of association between biogeographical origin and reason for introduction. **Austral Ecology**, v. 39, n. 4, p. 401–407, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/aec.12097>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/aec.12097>. Acesso em: 30 mai. 2025

ZILLER, S. R.; DECHOUM, M. S. Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 4–31, 2013. DOI: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v3i2.328. Disponível em: <https://revistaelectronica.icmbio.gov.br/index.php/BioBR/article/view/328>. Acesso em: 27 nov. 2025.

ZILLER, S.R. *et al.* Capítulo 6: Opções para a gestão e o manejo de espécies exóticas invasoras. *In*: Dechoum, M.S., Junqueira, A. O. R., Orsi, M.L. (Org.). **Relatório Temático sobre Espécies Exóticas Invasoras, Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos**. 1ª Ed. São Carlos: Editora Cubo, 2024. P. 237-272. <https://doi.org/10.4322/978-65-00-87228-6.cap6>

ZILLER, S. R. Como estabelecer prioridades para ações de controle de espécies exóticas invasoras em escala estadual. *In*: AZEVEDO, C.; et al. (Ed.). **Cadernos da Mata Ciliar**, n. 3, p. 12–16, 2010. São Paulo: Secretaria do Estado do Meio Ambiente, Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais, Unidade de Coordenação do Projeto de Recuperação das Matas Ciliares. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/mataciliar/>. Acesso em: 30 mai. 2025

APÊNDICES

Tabela 1 - Dados básicos das UC cujo plano de manejo foi analisado.

Grupo de manejo	Categoria de manejo	Nome da UC	Sigla	Bioma
Uso sustentável	APA - Área de Proteção Ambiental	Área de Proteção Ambiental Itupararanga	APA Itupararanga	Mata Atlântica
Uso sustentável	APA - Área de Proteção Ambiental	Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte	APAMLN	Mata Atlântica
Uso sustentável	APA - Área de Proteção Ambiental	Área de Proteção Ambiental Marinha Litoral Centro	APAMLC	Mata Atlântica
Uso sustentável	APA - Área de Proteção Ambiental	Área de Proteção Ambiental Marinha Litoral Sul	APAMLS	Mata Atlântica
Uso sustentável	APA - Área de Proteção Ambiental	Área de Proteção Ambiental Represa do Bairro da Usina	APA Represa da Usina	Mata Atlântica
Uso sustentável	APA - Área de Proteção Ambiental	Área de Proteção Ambiental Rio Batalha	APARB	Mata Atlântica e Cerrado
Uso sustentável	APA - Área de Proteção Ambiental	Área de Proteção Ambiental Serra do Itapeti	APASI	Mata Atlântica
Uso sustentável	APA - Área de Proteção Ambiental	Área de Proteção Ambiental Sistema Cantareira	APASC	Mata Atlântica
Uso sustentável	APA - Área de Proteção Ambiental	Área de Proteção Ambiental Tanquã-rio Piracicaba	APATRP	Mata Atlântica
Uso sustentável	APA - Área de Proteção Ambiental	Área de Proteção Ambiental Tietê Jumirim	APA Tietê	Mata Atlântica
Uso sustentável	ARIE - Área de Relevante Interesse Ecológico	Área de Relevante Interesse Ecológico de São Sebastião	ARIESS	Mata Atlântica
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica de Angatuba	EE Angatuba	Mata Atlântica e Cerrado
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica de Assis	EE Assis	Cerrado
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica de Avaré	EEA	Mata Atlântica e Cerrado
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica de Bananal	EEB	Mata Atlântica
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica de Bauru	EE Bauru	Mata Atlântica e Cerrado
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica de Itapeti	EE de Itapeti	Mata Atlântica
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica de Itapeva	EE Itapeva	Cerrado
Proteção	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica de Jataí	EEJ	Mata Atlântica e Cerrado

Integral				
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica de Marília	EE Marília	Mata Atlântica
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica de Mogi-Guaçu	EE Mogi-Guaçu	Mata Atlântica e Cerrado
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica de Paranapanema	EEP	Mata Atlântica
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica de Paulo de Faria	EEPF	Mata Atlântica
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica de Ribeirão Preto	EERP	Mata Atlântica
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica de Santa Bárbara	EESB	Mata Atlântica e Cerrado
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica de Santa Maria	EESM	Mata Atlântica e Cerrado
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica de Xitué	EEX	Mata Atlântica
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica do Noroeste Paulista	EENP	Mata Atlântica e Cerrado
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica dos Caetetus	EE Caetetus	Mata Atlântica
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica e Estação Experimental de Itirapina	EE Itirapina	Cerrado
Proteção Integral	EE - Estação Ecológica	Estação Ecológica Ibicatu	EE Ibicatu	Mata Atlântica
Uso sustentável	FE - Floresta Estadual	Floresta Estadual de Assis	FE Assis	Cerrado
Uso sustentável	FE - Floresta Estadual	Floresta Estadual de Guarulhos	FEG	Mata Atlântica
Uso sustentável	FE - Floresta Estadual	Floresta Estadual de Pederneiras	FEP	Mata Atlântica e Cerrado
Uso sustentável	FE - Floresta Estadual	Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade	FEENA	Mata Atlântica e Cerrado
Uso sustentável	FE - Floresta Estadual	Floresta Estadual Noroeste Paulista	FENP	Mata Atlântica e Cerrado
Uso sustentável	FE - Floresta Estadual	Floresta Estadual Serra d'Água	FESSEDA	Mata Atlântica e Cerrado
Proteção Integral	MONA - Monumento Natural	Monumento Natural Estadual Pedra Grande	MONAPG	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual Águas da Billings	PEAB	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual Alberto Löfgren	PEAL	Mata Atlântica

Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual Carlos Botelho	PECB	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual da Campina do Encantado	PECE	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual da Cantareira	PEC	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual da Ilha Anchieta	PEIA	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual da Ilha do Cardoso	PEIC	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual da Serra do Mar	PESM	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual de Aguapeí	PEA	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual de Campos do Jordão	PECJ	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual de Ilhabela	PEIb	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual de Itaberaba	PE Itaberaba	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual de Itapetinga	PE Itapetinga	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual de Vassununga	PEV	Mata Atlântica e Cerrado
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual do Jaraguá	PEJ	Mata Atlântica e Cerrado
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual do Jurupará	PEJU	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual do Morro do Diabo	PEMD	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual do Rio do Peixe	PERP	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual dos Mananciais de Campos do Jordão	PEMCJ	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual Intervales	PEI	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual Porto Ferreira	PEPF	Mata Atlântica e Cerrado
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual Restinga de Bertiooga	PERB	Mata Atlântica
Proteção Integral	PE - Parque Estadual	Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira	PETAR	Mata Atlântica
Proteção	PE - Parque Estadual	Parque Estadual Xixová-Japuí	PEXJ	Mata Atlântica

Integral

Proteção

Integral

REBIO - Reserva Biológica

Reserva Biológica de Mogi-Guaçu

REBIO

Mogi-Guaçu

Mata Atlântica e Cerrado

Fonte: Elaborada pela autora, a partir de listas dispostas nos planos de manejo (2025)

Tabela 2 - Registros de espécies exóticas em UC de São Paulo, com base em listas e planos de manejo.

Família	Espécies	Registros	UC
Acanthaceae	<i>Brillantaisia lamium</i> (Nees) Benth.	1	PERB
	<i>Ruellia paniculata</i> L.	1	APATRP
	<i>Sanchezia oblonga</i> Ruiz & Pav.	1	PEAB
	<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	1	EE Marília
		4	
Amaranthaceae	<i>Alternanthera ficoidea</i> (L.) P.Beauv.	1	APAMLN
	<i>Amaranthus</i> cf. <i>viridis</i> L.	1	PEAB
	<i>Amaranthus spinosus</i> L.	1	APATRP
	<i>Amaranthus</i> sp.	1	APAMLN
	<i>Amaranthus viridis</i> L.	1	APATRP
	<i>Chenopodium album</i> L.	1	PEV
	<i>Chenopodium</i> sp.	1	APA Tietê
	<i>Dysphania ambrosioides</i> (L.) Mosyakin & Clemants	2	APAMLN, APA Tietê
<i>Gomphrena globosa</i> L.	1	FEP	
		10	
Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i> L.	1	FENP
			APAMLN, APARB, APASI, EE Angatuba, EE de Itapeti, EENP, EERP, EE Marília, FENP, FEP, PEIA, PEIb, PEJ, PEJU, PETAR, PERB, PEV, REBIO Mogi-Guaçu
	<i>Mangifera indica</i> L.	18	
	<i>Schinus molle</i> L.	2	EESM, FENP
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	1	EESM
	<i>Spondias purpurea</i> L.	1	FENP
	<i>Toxicodendron succedaneum</i> (L.) Kuntze	1	APASC
		24	
Annonaceae	<i>Annona muricata</i> L.	2	FENP, FEP
		2	
Apiaceae	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	2	PEJU, PERB
	<i>Coriandrum sativum</i> L.	1	APA Tietê
	<i>Daucus carota</i> L.	1	APA Tietê
		4	

Apocynaceae	<i>Asclepias curassavica</i> L.	1	APASI	
	<i>Calotropis procera</i> (Aiton) W.T.Aiton	2	PEA, PEV	
	<i>Condylocarpon isthmicum</i> (Vell.) A.DC.	1	MONAPG	
	<i>Geissospermum laeve</i> (Vell.) Miers	1	FENP	
	<i>Macropharynx peltata</i> (Vell.) J.F.Morales, M.E.Endress & Liede	1	PE Itapetinga	
		6		
Araceae	<i>Colocasia esculenta</i> (L.) Schott	1	APATRP	
	<i>Lemna gibba</i> L.	1	APASI	
	<i>Monstera deliciosa</i> Liebm.	1	PEAB	
	<i>Syngonium podophyllum</i> Schott	1	PERB	
	<i>Wolffiella neotropica</i> Landolt	1	APASI	
	<i>Zantedeschia aethiopica</i> (L.) Spreng.	1	PE Itapetinga	
		6		
Araliaceae	<i>Aralia excelsa</i> (Griseb.) J.Wen	1	PEV	
	<i>Fatsia japonica</i> (Thunb.) Decne. & Planch.	1	PEIb	
	<i>Heptapleurum actinophyllum</i> (Endl.) Lowry & G.M.Plunkett	2	PEAB, PEIb	
	<i>Heptapleurum arboricola</i> Hayata	1	PERB	
	<i>Tetrapanax papyrifer</i> (Hook.) K.Koch	1	PEAB	
			6	
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Steud.	4	EE Angatuba, EEB, EE de Itapeti, PEJ	
	<i>Araucaria columnaris</i> (G.Forst.) Hook.	1	FEP	
			5	
Areaceae	<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> (H.Wendl.) H.Wendl. & Drude	7	APASC, PEAB, PEAL, PEC, PEIb, PEJ, PERB	
	<i>Attalea dubia</i> (Mart.) Burret	1	PEJ	
	<i>Caryota urens</i> L.	1	PEIb	
	<i>Chrysalidocarpus lutescens</i> H.Wendl.	2	PEAB, PERB	
	<i>Coccothrinax barbadensis</i> (Lodd. ex Mart.) Becc.	1	PEIb	
				APAMLC, APAMLN, PEIA, PEIb
	<i>Cocos nucifera</i> L.	4	PEIb	
	<i>Copernicia</i> sp	1	PEIb	
	<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	2	PECB, PEIb	
<i>Latania</i> sp.	1	PEIb		
<i>Livistona australis</i> (R.Br.) Mart.	1	PEIb		

			EE Marília, PEAB, PEAL, PEC, PEIA, PEIb
	<i>Livistona chinensis</i> (Jacq.) R.Br. ex Mart.	6	
	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	1	FEP
	<i>Phoenix canariensis</i> H.Wildpret	1	EE Marília
	Phoenix spp.	1	PEIb
	<i>Roystonea regia</i> (Kunth) O.F.Cook	1	PEI
		31	
Asparagaceae	<i>Agave americana</i> L.	3	APASI, EE de Itapeti, PEIb
	<i>Cordyline fruticosa</i> (L.) A.Chev.	3	APASI, EE de Itapeti, PEAB
	<i>Dracaena fragrans</i> (L.) Ker Gawl.	1	PEAB
	Dracaena sp.	2	APAMLN, PEJ
	<i>Dracaena trifasciata</i> (Prain) Mabb.	1	PERB
	<i>Dracaena trifasciata</i> subsp. <i>trifasciata</i> (Prain) Mabb.	1	MONAPG
	<i>Furcraea foetida</i> (L.) Haw.	1	PEIb
	<i>Yucca cf. gigantea</i> Lem.	1	PEJ
		13	
Aspleniaceae	<i>Deparia petersenii</i> (Kunze) M.Kato	4	APASI, EEB, FEP, PERB
	<i>Macrothelypteris torresiana</i> (Gaudich.) Ching	4	APASI, EEB, PERB, PEV
	<i>Thelypteris dentata</i> (Forssk.) E.P.St.John	4	APASI, EEB, FEP, PERB
		12	
Asteraceae	<i>Bidens pilosa</i> L.	2	FEP, PEV
	<i>Clibadium armanii</i> (Balb.) Sch.Bip. ex O.E.Schulz	1	PEV
	<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	1	PE Itapetinga
	<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	1	APATRP
	<i>Sphagneticola trilobata</i> (L.) Pruski	1	EE Ibicatu
	<i>Tilesia baccata</i> (L.) Pruski	3	FEP, PE Itapetinga, PEV
	<i>Tithonia diversifolia</i> (Hemsl.) A.Gray	2	FEG, PEAB
	<i>Xanthium strumarium</i> L.	2	APATRP, FEP
		13	
Balsaminaceae	<i>Impatiens walleriana</i> Hook. f.	12	APASI, APASC, EEB, EE de Itapeti, MONAPG, PEAB, PEAL, PEC, PE Itapetinga, PEJ, PEJU, PERB

		12	
Bignoniaceae	<i>Spathodea campanulata</i> subsp. <i>nilotica</i> (Seem.) Bidgood	3	APARB, APASC, PEJ
	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	1	FENP
	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	6	APARB, APASC, APA Tietê, EE Ibicatu, FEP, PEV
		10	
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	2	EESM, FENP
		2	
Boraginaceae	<i>Cordia africana</i> Lam.	2	APARB, FEP
	<i>Cordia myxa</i> L.	2	APATRP, EE Marília
		4	
Brassicaceae	<i>Cardamine bonariensis</i> Juss. ex Pers.	1	PEJU
	<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	3	APATRP, EEP, PEV
		4	
Bromeliaceae	<i>Aechmea cf. fasciata</i> (Lindl.) Baker	1	PEAB
	<i>Ananas comosus</i> (L.) Merr.	1	PEIb
		2	
Cactaceae	<i>Cereus hildmannianus</i> K.Schum.	2	APASI, EE de Itapeti
	<i>Cereus jamacaru</i> DC.	1	APASI
	<i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.	2	EERP, PEIb
		5	
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.	6	APASI, EE de Itapeti, PEIA, PEIb, PERB, PERP
		6	
Caryophyllaceae	<i>Drymaria cordata</i> (L.) Willd. ex Schult.	1	PEAB
	<i>Polycarpaea corymbosa</i> (L.) Lam.	1	PEV
		2	
Casuarinaceae	<i>Casuarina cunninghamiana</i> Miq.	1	PEJ
	<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	2	APAMLC, PERB
	<i>Casuarina</i> sp.	1	PEIA
		4	
Celastraceae	<i>Maytenus truncata</i> (Nees) Reissek	1	FENP
		1	
Chrysobalanaceae	<i>Moquilea tomentosa</i> Benth.	1	FEP

		1	
Citraceae	<i>Citrus × aurantiifolia</i> (Christm.) Swingle	1	PEV
	<i>Citrus × aurantium</i> L.	3	APASI, EE de Itapeti, PEJU
	<i>Citrus × latifolia</i> (Yu.Tanaka) Yu.Tanaka	2	EE Marília, PEJU
	<i>Citrus × limon</i> (L.) Osbeck	9	APARB, EE Angatuba, EEB, EE Bauru, FENP, PECB, PEJU, PERB, PEV
	<i>Citrus × sinensis</i> (L.) Osbeck	1	PEIb
	<i>Citrus medica</i> L.	1	FEP
	<i>Citrus reticulata</i> Blanco	1	PEIb
	<i>Citrus reticulata</i> var. <i>austera</i> Swingle	1	PEIb
	<i>Citrus</i> sp.	4	APA Tietê, EE Angatuba, FEG, PEJ
		23	
			APAMLC, APAMLN, APARB, FEP, PEA, PEIA, PEIb, PEJU, PERB, PERP
Combretaceae	<i>Terminalia catappa</i> L.	10	
		10	
Commelinaceae	<i>Commelina benghalensis</i> L.	1	APAMLN
	<i>Commelina</i> cf. <i>diffusa</i> Burm.f.	1	PEAB
	<i>Gibasis geniculata</i> (Jacq.) Rohweder	1	APA Tietê
	<i>Tradescantia zebrina</i> Bosse	4	EE Ibicatu, EERB, PE Itapetinga, PEV
		7	
Crassulaceae	<i>Kalanchoe delagoensis</i> Eckl. & Zeyh.	1	FESSEDA
		1	
Cucurbitaceae	<i>Cucumis melo</i> L.	1	PEV
	<i>Lagenaria siceraria</i> (Molina) Standl.	1	FEP
	<i>Momordica charantia</i> L.	3	APATRP, FEP, PEV
	<i>Sicyos edulis</i> Jacq.	3	APASI, EE de Itapeti, PETAR
		8	
Cupressaceae	<i>Cryptomeria japonica</i> (Thunb. ex L.f.) D.Don	1	EEB
	<i>Cunninghamia lanceolata</i> (Lamb.) Hook.	1	PECJ
	<i>Cupressus sempervirens</i> L.	3	FEP, PEAB, PEJU

	Cupressus sp.	1	PECJ
	<i>Taxodium distichum</i> (L.) Rich.	2	FEP, PECJ
	Thuja sp.	1	PEJ
		9	
Cyatheaceae	<i>Dicksonia sellowiana</i> (C.Presl) Hook.	1	EE Angatuba
		1	
Cycadaceae	<i>Cycas circinalis</i> L.	1	PEIA
		1	
Cyperaceae	<i>Cyperus cf. alternifolius</i> L.	1	APATRP
	<i>Cyperus esculentus</i> L.	1	MONAPG
	Cyperus sp.	1	APAMLN
		3	
Dennstaedtiaceae	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	3	APAMLC, EE Angatuba, PEC
			EEJ, EE Assis, EE Itirapina, EESB
	<i>Pteridium arachnoideum</i> (Kaulf.) Maxon	4	
		7	
Dilleniaceae	<i>Dillenia indica</i> L.	1	FENP
		1	
Ebenaceae	<i>Diospyros kaki</i> Thunb.	1	PEJU
		1	
Ericaceae	<i>Rhododendron simsii</i> Planch.	1	PE Itapetinga
		1	
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia pulcherrima</i> Willd. ex Klotzsch	1	PEJ
	<i>Manihot esculenta</i> Crantz.	1	APAMLC
			APARB, APASI, APASC, APATRP, APA Tietê, FENP, FEP, FESSEDA, PEAB, PEA, PE Itapetinga, PEJ, PEJU, PERP
	<i>Ricinus communis</i> L.	14	
		16	
Fabaceae	<i>Acacia mangium</i> Willd.	1	APARB
	<i>Albizia gummifera</i> (J.F.Gmel.) C.A.Sm.	1	FEP
	Albizia sp.	1	FEP
	<i>Alysicarpus ovalifolius</i> (Schumach.) J.Léonard	1	FEP
	<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.	1	FENP
	<i>Bauhinia variegata</i> L.	1	PEIb
	<i>Cassia fistula</i> L.	1	PEIb

<i>Cenostigma pluviosum</i> (DC.) Gagnon & G.P.Lewis	4	FENP, FEP, PEJ, PEV
<i>Cenostigma pluviosum</i> (Benth.) Gagnon & G.P.Lewis var. <i>peltophoroides</i>	1	FENP
<i>Centrolobium</i> sp.	1	FEP
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	3	APAMLC, FENP, PERB
<i>Cojoba arborea</i> (L.) Britton & Rose	1	FEP
<i>Crotalaria lanceolata</i> E.Mey.	2	FEP, PEIb
<i>Crotalaria pallida</i> Aiton	1	FEP
<i>Crotalaria pallida</i> Aiton var. <i>obovata</i>	1	PEIb
<i>Dalbergia</i> sp.	1	FEP
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	1	FEP
<i>Erythrina mulungu</i> Mart. ex Benth.	1	FEP
<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	1	FEP
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	1	FENP
<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth	1	EERB
<i>Grona</i> cf. <i>adscendens</i> (Sw.) H.Ohashi & K.Ohashi	1	PEAB
<i>Inga vera</i> Willd.	1	EESM
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	7	APARB, APASI, APASC, APA Tietê, EE Marília, FEP, FESSEDA
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	4	APARB, EE Marília, FENP, FESSEDA
<i>Melilotus indicus</i> (L.) All.	1	PEJU
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	2	EESM, FENP
<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	1	FENP
<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J.Silva & A.M.G.Azevedo	1	APA Tietê
<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis	2	FENP, FEP
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	1	PEJ
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	1	PEJ
<i>Samanea tubulosa</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	1	FENP
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F.Blake	7	EERP, EE Marília, EESM, FENP, FESSEDA, PEJ, PEV
<i>Senna bicapsularis</i> (L.) Roxb.	1	FENP
<i>Sesbania virgata</i> (Cav.) Poir.	1	APATRP
<i>Tara spinosa</i> (Molina) Britton & Rose	1	PEJ

	<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	2	EE Marília, FESSEDA
		62	
Fagaceae	<i>Castanea sativa</i> Mill.	2	EEB, PEJU
		2	
Gleicheniaceae	<i>Dicranopteris</i> sp.	1	EE Angatuba
		1	
Heliconiaceae	<i>Heliconia</i> sp.	1	PECB
		1	
Hydrangeaceae	<i>Hydrangea macrophylla</i> (Thunb.) Ser.	2	EEB, PE Itapetinga
		2	
Hypoxidaceae	<i>Curculigo capitulata</i> (Lour.) Kuntze	1	PEAB
		1	
Iridaceae	<i>Crocasmia × crocosmiiflora</i> (Lemoine) N.E.Br.	4	APASC, EEB, PEI, PE Itapetinga
		4	
Juglandaceae	<i>Carya illinoensis</i> (Wangenh.) K.Koch	1	APA Tietê
		1	
Lamiaceae	<i>Leonorus sibiricus</i> L.	1	APA Tietê
	<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R.Br.	2	APATRP, FEP
	<i>Tectona grandis</i> L.f.	2	FEP
		4	
Lauraceae	<i>Camphora officinarum</i> Boerh. ex Fabr.	1	FEP
	<i>Cinnamomum verum</i> J.Presl	1	FEP
	<i>Dicypellium caryophyllaceum</i> (Mart.) Nees & Mart.	1	FENP
			APASI, APASC, EE Angatuba, EEB, EE de Itapeti, EERP, FENP, FEP, FESSEDA, PEAB, PEA, PEAL, PEIb, PEJ, PEJU, PETAR, PERB, PERP
	<i>Persea americana</i> Mill.	18	
		21	
Lecythidaceae	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	1	FENP
	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	1	EESM
	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	2	FENP, FEP
	<i>Pachylecythis pisonis</i> (Cambess.) O.M.Vargas & C.W.Dick	1	FENP
		5	

Liliaceae	<i>Lilium longiflorum</i> Thunb.	1	PEJ
	<i>Lilium wallichianum</i> Schult. & Schult.f.	1	MONAPG
		2	
Lythraceae	<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	1	FENP
	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	1	EESM
	<i>Lagerstroemia speciosa</i> (L.) Martyn	1	FEP
		3	
Malpighiaceae	<i>Byrsonima spicata</i> (Cav.) Rich. ex Kunth	1	FENP
	<i>Spachea lactescens</i> (Ducke) R.F.Almeida & M.Pell.	1	FENP
		2	
Malvaceae	<i>Ceiba samauma</i> (Mart.) K.Schum.	1	FENP
	<i>Hibiscus</i> × <i>rosa-sinensis</i> L.	1	PEJ
	<i>Hibiscus</i> sp.	1	PEJU
	<i>Hibiscus tiliaceus</i> subsp. <i>pernambucensis</i> (Arruda) A.Cast.	1	FENP
	<i>Malvaviscus arboreus</i> Dill. ex Cav.	2	PEAB, PEJ
	<i>Melochia corchorifolia</i> L.	1	PEV
	<i>Pachira glabra</i> Pasq.	1	EESM
	<i>Pterygota brasiliensis</i> Allemão	1	FENP
	<i>Sterculia curiosa</i> (Vell.) Taroda	1	PEJ
	<i>Theobroma cacao</i> L.	1	FEP
		11	
Marantaceae	<i>Goeppertia zebrina</i> (Sims) Nees	1	EE de Itapeti
		1	
Melastomataceae	<i>Pleroma granulatum</i> (Desr.) D.Don	3	EESM, FENP, PEJ
		3	
Meliaceae	<i>Azadirachta indica</i> A.Juss.	2	FENP, FEP
	<i>Khaya</i> sp.	1	FEP
			APARB, APASC, APATRP, APA Tietê, EE Angatuba, EE Bauru, EE Mogi-Guaçu, EE Marília, FEP, FESSEDA, PEV
	<i>Melia azedarach</i> L.	11	
	<i>Melia</i> sp.	1	FEP
	<i>Toona ciliata</i> M.Roem.	1	EEB
		16	
Menispermaceae	<i>Cissampelos andromorpha</i> DC.	1	APAMLC
		1	

			APAMLN, APARB, EE de Itapeti, EERP, FENP, FEP, PEIA, PEJ, PERB
Moraceae	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	9	
	<i>Artocarpus integer</i> (Thunb.) Merr.	1	APASI
	<i>Ficus carica</i> L.	1	APA Tietê
	<i>Ficus elastica</i> Roxb. ex Hornem.	2	PEAB, PEJU
	<i>Ficus microcarpa</i> L.f.	1	PEIb
	<i>Ficus pumila</i> L.	1	PEAB
	<i>Ficus</i> sp.	1	EESM
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex G.Don	1	PEJ
			APASC, APA Tietê, FEP, PEAB, PEIb, PEJU
	<i>Morus nigra</i> L.	6	
		23	
Moringaceae	<i>Moringa oleifera</i> Lam.	1	FENP
		1	
Muntingiaceae	<i>Muntingia calabura</i> L.	3	APARB, FENP, FEP
		3	
			APASI, EE Angatuba, EE de Itapeti, FENP, FEP, FESSEDA, PERB
Musaceae	<i>Musa</i> × <i>paradisica</i> L.	7	
	<i>Musa balbisiana</i> Colla var. <i>balbisiana</i>	1	PECB
	<i>Musa ornata</i> Roxb.	1	PEJU
			APAMLC, APAMLN, PEIA, PEIb, PE Itapetinga
	<i>Musa</i> spp.	5	
		14	
			EE Assis, EE Marília, EESM, FEENA, FEP
Myrtaceae	<i>Corymbia citriodora</i> (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson	5	
	<i>Corymbia maculata</i> (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson	3	EE Marília, FEENA, FEP
	<i>Corymbia torelliana</i> (F.Muell.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson	1	FEENA
	<i>Eucalyptus alba</i> Reinw. ex Blume	1	EE Marília
	<i>Eucalyptus botryoides</i> Sm.	1	FEENA
	<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh.	1	FEENA
	<i>Eucalyptus cloeziana</i> F.Muell.	1	FEENA
	<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	1	EE Itapeva

		EE Assis, EEA, EE Itapeva, EE Marília, FEENA
<i>Eucalyptus grandis</i> W.Hill ex Maiden	5	
<i>Eucalyptus longifolia</i> Link	1	EE Itapeva
<i>Eucalyptus maidenii</i> F.Muell.	1	EE Itapeva
<i>Eucalyptus microcorys</i> F.Muell.	1	FEENA
<i>Eucalyptus paniculata</i> Sm.	2	FEENA, FEP
<i>Eucalyptus pilularis</i> Sm.	2	FEENA, FEP
<i>Eucalyptus piperita</i> subsp. <i>piperita</i>	1	FEENA
<i>Eucalyptus propinqua</i> H.Deane & Maiden	1	FEENA
<i>Eucalyptus punctata</i> DC.	1	FEENA
<i>Eucalyptus resinifera</i> J.White	1	FEENA
<i>Eucalyptus robusta</i> Sm.	2	EE Marília, FEENA
<i>Eucalyptus saligna</i> Sm.	2	APASI, FEP
		APA Itupararanga, APAMLC, APASI, APA Tietê, EE Angatuba, EEB, EEJ, EE Mogi-Guaçu, EE Itirapina, EESB, FE Assis, FEP, FESSEDA, MONAPG, PEAB, PEIA, PEIC, PE Itapetinga, PEJ, PESM, PEV
<i>Eucalyptus</i> sp.	22	
<i>Eucalyptus tereticornis</i> Sm.	2	FEENA, FEP
<i>Eucalyptus umbra</i> R.T.Baker	1	FEENA
<i>Eucalyptus urophylla</i> S.T.Blake	1	FEENA
<i>Eugenia bergii</i> Nied.	1	PEIb
<i>Myrciaria glazioviana</i> (Kiaersk.) G.M.Barroso ex Sobral	3	FENP, FEP, PEJ
<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	1	PEIb
		APARB, APASI, APASC, APATRP, APA Tietê, EE Angatuba, EEB, EE Bauru, EE de Itapeti, EENP, EE Marília, EESB, EESM, FENP, FEP, FESSEDA, MONAPG, PEAB, PEAL,
<i>Psidium guajava</i> L.	29	

			PECB, PEIA, PEIb, PE Itaberaba, PE Itapetinga, PEJ, PEJU, PETAR, PERB, PEV
			APASC, APATRP, EENP, EERP, FEP, PEIb, PEJU, PERB, PEV
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	9	
			APARB, APASI, APATRP, EE Bauru, EE Mogi-Guaçu, FEG, PEIb, PERB, PERP
	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	9	
	<i>Syzygium malaccense</i> (L.) Merr. & L.M.Perry	1	FENP
	<i>Tristania</i> sp.	1	FEP
		115	
Oleaceae	<i>Fraxinus americana</i> L.	1	PEJ
	<i>Ligustrum lucidum</i> W.T.Aiton	1	PEIb
	<i>Ligustrum ovalifolium</i> Hassk.	1	PEIb
		3	
Orchidaceae	<i>Eulophia alta</i> (L.) Fawc. & Rendle	1	FEG
			APARB, APASI, APATRP, APA Tietê, EE Ibicatu, EE Marília, FEG, FEP, PERB
	<i>Eulophia maculata</i> (Lindl.) Rchb.f.	9	
	<i>Zeuxine strateumatica</i> (L.) Schltr.	1	EE Ibicatu
		11	
Oxalidaceae	<i>Averrhoa carambola</i> L.	1	FENP
		1	
Pandanaceae	<i>Pandanus</i> sp.	1	APAMLN
		1	
Paulowniaceae	<i>Paulownia tomentosa</i> (Thunb.) Steud.	1	PEJU
		1	
Petiveriaceae	<i>Petiveria alliacea</i> L.	2	APATRP, APA Tietê
		2	
Pinaceae	<i>Pinus caribaea</i> Morelet	3	EE Marília, EESM, FEP
	<i>Pinus caribaea</i> Morelet var. <i>bahamensis</i>	1	EE Assis
	<i>Pinus caribaea</i> Morelet var. <i>caribaea</i>	1	EE Assis
	<i>Pinus caribaea</i> Morelet var. <i>hondurensis</i>	1	FEP

	<i>Pinus caribaea</i> var. <i>bahamensis</i> (Griseb.) W.H.Barrett & Golfari	1	FEP
	<i>Pinus</i> cf. <i>elliottii</i>	1	PERB
	<i>Pinus echinata</i> Mill.	1	PECJ
			APARB, APASI, APASC, APATRP, EE Angatuba, EEB, EE Mogi-Guaçu, REBIO Mogi-Guaçu, EE Assis, EE Itirapina, EE Itapeva, EE Marília, EEP, EESM, FEP, PEAB, PECJ, PEI, PEJ, PEMCJ
	<i>Pinus elliottii</i> Engelm.	19	EE Marília, FEP
	<i>Pinus kesiya</i> Royle ex Gordon	2	PECJ
	<i>Pinus kesiya</i> var. <i>langbianensis</i> (A.Chev.) Gaussen ex Bui	1	FEP
	<i>Pinus maximinoi</i> H.E.Moore	1	PECJ
	<i>Pinus montezuma</i> Lamb.	1	EE Marília, EESM, FEP
	<i>Pinus oocarpa</i> Schiede ex Schldtl.	3	EE Itapeva
	<i>Pinus palustris</i> Mill.	1	PECJ
	<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schldtl. & Cham.	1	PECJ
	<i>Pinus pinaster</i> Aiton	1	APA Itupararanga, APAMLC, EEJ, EEA, EESB, FE Assis, FEG, MONAPG, PEC, PECB, PEIC, PE Itapetinga, PEJU, PETAR, PESM
	<i>Pinus</i> sp.	15	EE Itapeva, PECJ
	<i>Pinus taeda</i> L.	2	
		56	APASC, PEAB, PEAL, PEC, PEIb, PEJ
Pittosporaceae	<i>Pittosporum taitense</i> Putt.	6	PEIb
	<i>Pittosporum tobira</i> (Thunb.) W.T.Aiton	1	
		7	
Plantaginaceae	<i>Plantago major</i> L.	1	APASI
	<i>Russelia equisetiformis</i> Schldtl. & Cham.	1	FEP
		2	
Poaceae	<i>Bambusa aff. multiplex</i> (Lour.) Raeusch. ex Schult.f.	1	EE Mogi-Guaçu
	<i>Anatherum bicornis</i> (L.) P.Beauv.	1	EESB

<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	1	FEP
<i>Aristida longiseta</i> Steud.	1	EESB
Bambusa sp.	3	PEC, PE Itapetinga, PEJ
<i>Bambusa tuldooides</i> Munro	1	PEAB
		APASI, APATRP, EE de Itapeti, EESB, PEAB, PEA, PEC, PEIA, PERP, PEV
<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad. ex J.C.Wendl.	10	
<i>Cenchrus echinatus</i> L.	2	APA Tietê, FEP
		APARB, APATRP, EE Bauru, EE Mogi-Guaçu, EERP, EE Marília, FENP, FESSEDA, PEAB, PEV
<i>Cenchrus purpureus</i> (Schumach.) Morrone	10	
		APASI, EE Itapeti, PEAB
<i>Coix lacryma-jobi</i> L.	3	
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	1	APATRP
		REBIO
Cynodon sp.	1	Mogi-Guaçu
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	2	APATRP, FEP
		APATRP, FENP, PEV
<i>Digitaria insularis</i> (L.) Mez ex Ekman	3	
<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link	1	APATRP
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P.Beauv.	1	APATRP
		APATRP, EE Mogi-Guaçu, REBIO
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	3	Mogi-Guaçu
<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R.Br.	1	APATRP
		REBIO
<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P.Beauv.	1	Mogi-Guaçu
<i>Eragrostis plana</i> Nees	1	FESSEDA
		EE Mogi-Guaçu, REBIO
<i>Hyparrhenia rufa</i> (Nees) Stapf	3	Mogi-Guaçu, PEV
		APAMLN, APARB, APASI, APATRP, ARIESS, EE Bauru, EEJ, EE Mogi-Guaçu, EERP, EE Assis, EE Itirapina, EE Marília, EEP,
<i>Megathyrsus maximus</i> (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs	22	

		FENP, FEP, PEA, PEIA, PEIb, PEMD, PERP, PEV, REBIO Mogi-Guaçu
		APAMLN, APASI, APASC, APATRP, EE Angatuba, EE de Itapeti, EEJ, EE Mogi-Guaçu, EE Assis, EEA, EE Itirapina, EEP, EESB, MONAPG, PEAB, PEC, PEIA, PEIb, PE Itapetinga, PEJ, PEJU, PERB, PEV, REBIO Mogi-Guaçu
<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.	24	FEP, MONAPG, PE Itapetinga, PEV, REBIO Mogi-Guaçu
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	5	PEAB
<i>Olyra glaberrima</i> Raddi	1	PEAB, PEV
<i>Panicum repens</i> L.	2	PEAB, PEI
<i>Paspalum notatum</i> Flüggé	2	APASI, APASC, APATRP, EE de Itapeti, FESSEDA, PEAB, PERB, PEV
<i>Phyllostachys aurea</i> (André) Rivière & C.Rivière	8	APASI, EE Mogi-Guaçu
<i>Phyllostachys edulis</i> (Carrière) J.Houz.	2	PEIA, PERB, PERP, PEV
<i>Saccharum officinarum</i> L.	4	PEAB
<i>Sacciolepis indica</i> (L.) Chase	1	PEIb
<i>Setaria poiretiana</i> (Schult.) Kunth	1	APATRP
<i>Setaria</i> sp.	1	APATRP, EEA, EEP, EESM, PEAB, PEC
<i>Urochloa brizantha</i> (A.Rich.) R.D.Webster	6	PEAB
<i>Urochloa</i> cf. <i>arrecta</i> (Hack. ex T.Durand & Schinz) Morrone & Zuloaga	1	EESM, PEJU
<i>Urochloa dictyoneura</i> (Fig. & De Not.) Veldkamp	2	APAMLS, APARB, APA Tietê, EE Angatuba, EE Bauru, EE
<i>Urochloa eminii</i> (Mez) Davidse	21	

			Mogi-Guaçu, EENP, EE Assis, EE Itirapina, EE Itapeva, EE Marília, EESB, FEENA, FENP, FEP, PEA, PEJ, PEJU, PERP, PEV, REBIO Mogi-Guaçu
	<i>Urochloa mutica</i> (Forssk.) T.Q.Nguyen	1	APATRP
	<i>Urochloa plantaginea</i> (Link) R.D.Webster	2	APASC, PEIb
			APARB, APASI, EEJ, FE Assis, FESSEDA, MONAPG, PE
	Urochloa sp.	8	Itapetinga, PERB
		165	
Polygonaceae	<i>Persicaria maculosa</i> Gray	1	EE Ibicatu
	<i>Rumex trisetifer</i> Stokes	1	APATRP
	<i>Ruprechtia brachysepala</i> Meisn.	1	FENP
	<i>Triplaris americana</i> L.	1	FESSEDA
		4	
Polypodiaceae	<i>Nephrolepis biserrata</i> (Sw.) Schott	1	PERB
		1	
Pontederiaceae	<i>Pontederia azurea</i> Sw.	1	EEJ
		1	
Proteaceae	<i>Grevillea robusta</i> A.Cunn. ex R.Br.	1	FEP
	<i>Macadamia integrifolia</i> Maiden & Betche	1	APA Tietê
		2	
Pteridaceae	<i>Pteris vittata</i> L.	3	APASI, FEP, PERB
		3	
Ranunculaceae	<i>Clematis dioica</i> L.	1	EEB
	<i>Clematis loureiroana</i> DC.	1	EEB
	<i>Delphinium ajacis</i> L.	1	APA Tietê
		3	
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i> G.Perkins	1	PEJ
			APARB, EEJ, PEAL, PEJ, PEJU, PETAR
	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	6	
	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	1	EESM
		8	
Rosaceae	<i>Cydonia oblonga</i> Mill.	1	APA Tietê

	Cydonia sp	1	APA Tietê APASI, APASC, EEB, EE de Itapeti, EESB, FEG, PEAB, PEAL, PEC, PECB, PEIb, PE Itapetinga, PEJ, PEJU
	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	14	PEJU
	Malus sp.	1	APA Tietê
	<i>Malus sylvestris</i> (L.) Mill.	1	APA Tietê
	<i>Prunus persica</i> (L.) Batsch	1	PEJU
	Prunus sp.	1	FEP
	<i>Pyracantha coccinea</i> M.Roem.	1	PEIb
	<i>Pyracantha crenulata</i> (D.Don) M.Roem.	1	PEIb
	<i>Pyrus communis</i> L.	1	APA Tietê
	Pyrus sp.	1	APA Tietê
	<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	1	APASC
		25	
			APARB, APASI, APASC, APA Tietê, EE Bauru, EE de Itapeti, EE Ibicatu, EERP, EE Assis, FEG, FEP, PEAB, PEAL, PEC, PE Itaberaba, PE Itapetinga, PEJ, PEJU, PEV
Rubiaceae	<i>Coffea arabica</i> L.	19	
	<i>Coffea</i> spp.	1	PEIb
	<i>Genipa americana</i> L.	1	EESM
	<i>Ixora chinensis</i> Lam.	1	PEIb
	<i>Morinda citrifolia</i> L.	1	FENP
		23	
Rutaceae	Angostura sp.	1	APA Tietê
	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	1	PEJ
	<i>Metrodorea stipularis</i> Mart.	1	PEJ
	<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack	1	EERP
	<i>Ruta graveolens</i> L.	1	APA Tietê
		5	
Sapindaceae	<i>Sapindus saponaria</i> L.	1	FENP
		1	
Sapotaceae	<i>Labramia bojeri</i> A.DC.	1	APAMLN
		1	

Solanaceae	<i>Brugmansia suaveolens</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Sweet	2	APASI, PEAB
	<i>Nicotiana glauca</i> Graham	1	PEV
	<i>Nicotiana plumbaginifolia</i> Viv.	1	APA Tietê
	<i>Physalis peruviana</i> L.	1	EEB
		5	
Strelitziaceae	<i>Strelitzia</i> sp.	1	EEB
		1	
Theaceae	<i>Camellia sinensis</i> (L.) Kuntze	1	PEJ
		1	
Typhaceae	<i>Typha angustifolia</i> L.	1	PEJ
	<i>Typha domingensis</i> Pers.	5	APA Tietê
			EEJ, EE Assis, EESB, PE Itapetinga
		6	
Urticaceae	<i>Boehmeria nivea</i> (L.) Gaudich.	1	PEJ
	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	1	FENP
			APASI, EE de Itapeti, PEAB
	<i>Pilea cadierei</i> Gagnep. & Guillaumin	3	
		5	
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	1	EESM
	<i>Lantana camara</i> L.	3	APATRP, PEAB, PEV
		4	
Violaceae	<i>Pombalia bigibbosa</i> (A.St.-Hil.) Paula-Souza	1	APA Tietê
	<i>Schweiggeria fruticosa</i> Spreng.	1	APA Tietê
		2	
Zingiberaceae	<i>Etilingera elatior</i> (Jack) R.M.Sm.	2	EE Angatuba
	<i>Hedychium coccineum</i> Buch.-Ham. ex Sm.	1	PEAB
			APAMLC, APARB, APASI, APASC, APATRP, APA Tietê, EE Angatuba, EEB, EE Bauru, EENP, EERP, EE Assis, EEP, EESB, EESM, FEG, FENP, FEP, PEAB, PEAL, PEC, PEIb, PE Itaberaba, PE Itapetinga, PEJ, PEJU, PETAR, PERB, PEV
	<i>Hedychium coronarium</i> J.Koenig	29	
		31	

Total de registros958

Fonte: Elaborada pela autora, a partir de listas dispostas nos planos de manejo (2025)