



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
MESTRADO PROFISSIONAL EM ECOLOGIA APLICADA À GESTÃO
AMBIENTAL**

ANDRESSA CRISTINA RIBEIRO ASSUNÇÃO

**NOTA TÉCNICA: Existe uma medida compensatória mais ecológica para
o corte das espécies da flora ameaçadas de extinção ou legalmente
protegidas para adoção pelo INEMA?**

Salvador, Bahia

Outubro/2024



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
MESTRADO PROFISSIONAL EM ECOLOGIA APLICADA À GESTÃO
AMBIENTAL**

ANDRESSA CRISTINA RIBEIRO ASSUNÇÃO

**NOTA TÉCNICA: Existe uma medida compensatória mais ecológica para
o corte das espécies da flora ameaçadas de extinção ou legalmente
protegidas para adoção pelo INEMA?**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Programa de Pós-Graduação em Ecologia do
Instituto de Biologia da Universidade Federal da
Bahia, como requisito parcial para a obtenção do
título de Mestre em Ecologia Aplicada à Gestão
Ambiental.

Orientadora: Dra. Luisa Maria Diele Viegas Costa
Silva

Salvador, Bahia

Outubro/2024

Dados internacionais de catalogação-na-publicação
(SIBI/UFBA/Biblioteca Universitária Reitor Macedo Costa)

Assunção, Andressa Cristina Ribeiro.

Nota Técnica: existe uma medida compensatória mais ecológica para o corte das espécies da flora ameaçadas de extinção ou legalmente protegidas para adoção pelo INEMA? / Andressa Cristina Ribeiro Assunção. - 2024.

82 f.: il.

Orientadora: Profa. Dra. Luisa Maria Diele Viegas Costa Silva.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, Salvador, 2024.

1. Ecologia. 2. Conservação da natureza. 3. Proteção ambiental - Bahia. 4. Política ambiental - Bahia. 5. Áreas protegidas - Política governamental - Bahia. 6. Serviços ambientais. 7. Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado da Bahia. I. Silva, Luisa Maria Diele Viegas Costa. II. Universidade Federal da Bahia. Instituto de Biologia. III. Título.

CDD - 577.5098142
CDU - 574(813.8)



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
Mestrado Profissional em Ecologia aplicada à Gestão Ambiental
UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA – INSTITUTO DE BIOLOGIA

ATA DA SESSÃO PÚBLICA DO COLEGIADO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA – MESTRADO PROFISSIONAL EM ECOLOGIA APLICADA À GESTÃO AMBIENTAL- INSTITUTO DE BIOLOGIA – UFBA

Título da Dissertação: **NOTA TÉCNICA: Existe uma medida compensatória mais ecológica para o corte das espécies da flora ameaçadas de extinção ou legalmente protegidas para adoção pelo INEMA?**

Mestrando(a): **Andressa Cristina Ribeiro Assunção**

Orientador(a): **Luisa Maria Diele Viegas Costa Silva**

De acordo com o regimento geral da UFBA e com o regimento interno deste programa de pós-graduação, foram iniciados os trabalhos da Comissão Examinadora, composta pelo(a) professor(a) Dr(a). **Luisa Maria Diele Viegas** (Presidente), Dr(a). **Alessandra Nasser Caiafa** e o(a) Dr(a). **Dary Moreira Gonçalves Rigueira**, no Instituto de Biologia da UFBA às **10:00h** do dia **12 de novembro** de 2024. O (A) mestrando(a) fez a apresentação oral da dissertação durante 45 minutos. Após o encerramento das arguições, às 12:00 horas, a Comissão Examinadora pronunciou-se pela sua **aprovação**, conforme parecer em anexo. Esta Ata será assinada pelos membros da Comissão Examinadora e deste Colegiado de curso, para compor o processo de emissão do diploma.

Salvador, **12 de novembro** de 2024.

COMISSÃO EXAMINADORA

Membro: Prof(a). Dr(a). **Luisa Maria Diele-Viegas**

Instituição: **Universidade Federal da Bahia/University of Mississippi**

Membro: Prof(a). Dr(a). **Alessandra Nasser Caiafa**

Instituição: **Universidade Federal do Recôncavo da Bahia**

Membro: Prof(a). Dr(a). **Dary Moreira Gonçalves Rigueira**

Instituição: **Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Bahia**



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
Mestrado Profissional em Ecologia aplicada à Gestão Ambiental
UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA – INSTITUTO DE BIOLOGIA

ATA DA SESSÃO PÚBLICA DO COLEGIADO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA – MESTRADO PROFISSIONAL EM ECOLOGIA APLICADA À GESTÃO AMBIENTAL- INSTITUTO DE BIOLOGIA – UFBA

Título da Dissertação: **NOTA TÉCNICA: Existe uma medida compensatória mais ecológica para o corte das espécies da flora ameaçadas de extinção ou legalmente protegidas para adoção pelo INEMA?**

Mestrando(a): **Andressa Cristina Ribeiro Assunção**

Orientador(a): **Luisa Maria Diele Viegas Costa Silva**

De acordo com o regimento geral da UFBA e com o regimento interno deste programa de pós-graduação, foram iniciados os trabalhos da Comissão Examinadora, composta pelo(a) professor(a) Dr(a). **Luisa Maria Diele Viegas** (Presidente), Dr(a). **Alessandra Nasser Caiafa** e o(a) Dr(a). **Dary Moreira Gonçalves Rigueira**, no Instituto de Biologia da UFBA às **10:00h** do dia **12 de novembro** de 2024. O (A) mestrando(a) fez a apresentação oral da dissertação durante 45 minutos. Após o encerramento das arguições, às 12:00 horas, a Comissão Examinadora pronunciou-se pela sua **aprovação**, conforme parecer em anexo. Esta Ata será assinada pelos membros da Comissão Examinadora e deste Colegiado de curso, para compor o processo de emissão do diploma.

Salvador, **12 de novembro** de 2024.

COLEGIADO DE CURSO

COMISSÃO EXAMINADORA

Membro: Prof(a). Dr(a). **Luisa Maria Diele-Viegas**
Instituição: **UFBA/University of Mississippi**

Membro: Prof(a). Dr(a). **Alessandra Nasser Caiafa**
Instituição: **Universidade Federal do Recôncavo da Bahia**

Membro: Prof(a). Dr(a). **Dary Moreira Gonçalves Rigueira**
Instituição: **Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Bahia**



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
Mestrado Profissional em Ecologia aplicada à Gestão Ambiental
UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA – INSTITUTO DE BIOLOGIA

Título da Dissertação: **NOTA TÉCNICA: Existe uma medida compensatória mais ecológica para o corte das espécies da flora ameaçadas de extinção ou legalmente protegidas para adoção pelo INEMA?**

Mestrando(a): **Andressa Cristina Ribeiro Assunção**

Orientador(a): **Luisa Maria Diele Viegas Costa Silva**

BANCA EXAMINADORA

COMISSÃO EXAMINADORA

Membro: Prof(a). Dr(a). **Luisa Maria Diele-Viegas**
Instituição: **Universidade Federal da Bahia/University of Mississippi**

Membro: Prof(a). Dr(a). **Alessandra Nasser Caiafa**
Instituição: **Universidade Federal do Recôncavo da Bahia**

Membro: Prof(a). Dr(a). **Dary Moreira Gonçalves Rigueira**
Instituição: **Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Bahia**

PARECER DA BANCA

A Comissão Examinadora considera o trabalho de conclusão de curso:

- ☒ Aprovado
☐ Reprovado

Os itens abaixo deverão ser modificados conforme sugestão da banca:

☐ Introdução

[] Revisão Bibliográfica

[] Metodologia

[] Resultados Obtidos

[] Conclusões

Para assinatura do orientador: **APENAS APÓS A EFETUAÇÃO DAS MODIFICAÇÕES SUGERIDAS**

Declaro, para fins de homologação, que as modificações, sugeridas pela banca examinadora, acima mencionada, foram cumpridas integralmente.

Prof(a). Dr(a). Luisa Maria Diele Viegas Costa Silva

Orientador (a)

"Dedico à biodiversidade do Brasil!"

AGRADECIMENTOS

À amiga Adelina de Oliveira, que me convidou para integrar o grupo de coprodução junto à UFBA e por me apresentar o Mestrado Profissional em Ecologia. Foi nesse momento que tudo começou.

Às colegas do INEMA, que se dedicaram aos temas ambientais e se empenharam em discussões calorosas em busca de uma análise técnica mais qualificada cientificamente, agradeço a Maria Daniela, Nayara Carvalho, Daniela Coelho, Sarah Patrícia, Luana Kelly e Clariça Souza. Também sou grata pelo apoio de Susy Pereira e Marcella Nunes. Às minhas coordenadoras no INEMA, Cláudia Campra, Joselice Fonseca e Anapaula Possetti. A cumplicidade de vocês foi fundamental para a conclusão deste trabalho.

Aos professores da UFBA, em especial Pedro Rocha e Luisa Diele, por aceitarem me orientar, inspirar, acreditar na minha proposta e apoiar sua finalização.

Às amigas e amigos do mestrado, Ana Teresa, Kevin Fernandes, Daniel Araújo e Beatriz Barreto, por estarem sempre ao meu lado, compartilhando momentos incríveis e desafiadores. Amei conviver com vocês, rir, lamentar, espernear, desistir e renascer das cinzas. Sem vocês, eu não teria encarado este desafio!

Às amigas e amigos que trago na vida, Anderson, Israel, Neto, Tami, Edson, Vini, Alessandra Caiafa, Mari, Pedro, Ana Bea, Alieska, Angelo e Moema. Por alertarem sobre os obstáculos que estariam por vir, mas ainda assim apoiarem minhas decisões e torcerem por mim. Eu ganhei conselhos, escuta e até marmitinhas para escrever em paz.

À Luiz Otávio e Estevão Rezende, os meus novos coordenadores. Obrigada por reacenderam em mim a motivação de concluir este trabalho. Com vocês, tive a felicidade de compor a equipe azul e atuar diretamente com a temática desta nota técnica.

À minha família querida, que mesmo sem compreender totalmente a escolha por um novo mestrado, ouviu meus lamentos e celebrou, com paciência, cada conquista. Em especial, agradeço ao querido Amon Rigel por sua paciência, cuidado, respeito, apoio e amor ao longo desses meses intermináveis e de um setembro duradouro. Ao seu lado, consegui enfrentar e atravessar o caminho do medo.

TEXTO DE DIVULGAÇÃO

Este trabalho, intitulado "Existe uma medida compensatória mais ecológica para o corte das espécies da flora ameaçadas de extinção ou legalmente protegidas para adoção pelo INEMA?", explora alternativas sustentáveis e eficazes para as práticas de compensação ambiental no estado da Bahia. Atualmente, o Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos exige que o corte de árvores de espécies ameaçadas seja compensado com o plantio de 15 mudas para cada árvore removida. No entanto, essa prática não garante a conservação eficaz da biodiversidade, uma vez que desconsidera aspectos essenciais da ecologia local e o papel fundamental das árvores adultas nos ecossistemas.

O trabalho investiga a adequação dessa proporção fixa, propondo a análise de medidas compensatórias que promovam uma conservação mais eficaz e sustentável. Ao examinar o impacto da substituição de árvores maduras por mudas jovens, que levam anos para cumprir as funções ecológicas desempenhadas pelas árvores adultas, como sequestro de carbono, regulação do microclima e oferta de habitat para a fauna local, o estudo sugere alternativas mais alinhadas com a ecologia local, incluindo ajustes na quantidade e diversidade de espécies plantadas.

O estudo visa orientar o corpo técnico do INEMA na avaliação dos planos de compensação e propor à instituição a regulamentação de medidas compensatórias mais eficazes e promissoras para a conservação da biodiversidade da flora no Estado da Bahia. Espera-se que os resultados desta pesquisa tragam benefícios ambientais e econômicos. Ao propor práticas compensatórias baseadas em ciência e adaptadas às necessidades ecológicas locais, este trabalho busca contribuir para a conservação de ecossistemas mais resilientes, favorecendo a flora e a fauna e incentivando o desenvolvimento de novas atividades econômicas, como viveiros de espécies nativas e projetos de monitoramento ambiental.

A relevância deste estudo está na proposta de soluções de conservação aplicáveis e responsáveis, com benefícios de longo prazo para a biodiversidade e o meio ambiente. A normatização de procedimentos no órgão ambiental se faz necessária, diante da discricionariedade técnica e pouca normatização de procedimentos, o que gera insegurança para o empreendedor e para o técnico analista.

RESUMO

Este trabalho explora alternativas para a compensação ambiental do corte de espécies ameaçadas ou legalmente protegidas, com foco na prática adotada pelo Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA) da Bahia, que exige o plantio de 15 mudas para cada árvore removida. Tem como objetivo orientar o corpo técnico do INEMA na avaliação dos planos de compensação dessas espécies e propor à instituição a regulamentação de medidas compensatórias mais eficazes e promissoras para a conservação da biodiversidade da flora no Estado da Bahia. A investigação parte de uma análise crítica da medida regulamentada, observando suas limitações ecológicas e práticas, e propõe abordagens mais eficazes e sustentáveis. A reposição de árvores maduras por mudas é questionada, considerando que essas últimas levam décadas para desempenhar plenamente funções ecológicas importantes, como o fornecimento de habitat, o sequestro de carbono e a regulação climática, fundamentais para a biodiversidade. A análise aborda as contradições da atual política compensatória, evidenciando como a pouca diversidade de espécies e a falta de integração com as características ecológicas locais comprometem a eficácia do plantio. As práticas atuais não recuperam de forma adequada os atributos ecológicos essenciais, deixando espécies e ecossistemas vulneráveis. O estudo sugere que a proporção fixa 1:15 seja ajustada conforme a categoria de ameaça e as especificidades das espécies, promovendo uma compensação que leve em conta a complexidade da ecologia local e a necessidade de manutenção das interações ecológicas, como a polinização e dispersão de sementes. A pesquisa conclui que diversificar as medidas compensatórias, como a adoção de servidão ambiental e o resgate de germoplasma, pode trazer melhores resultados para a conservação. Recomenda-se também o uso de programas de monitoramento mais rigorosos e de tecnologias avançadas para garantir o sucesso das áreas compensadas. Além disso, sugere-se que o INEMA adote uma plataforma de gestão similar à Recooperar, da esfera federal, que centralize e sistematize informações sobre áreas de plantio compensatório, facilitando o acompanhamento de ações de recuperação. Os impactos esperados com a implementação dessas medidas incluem benefícios ecológicos, como a preservação da biodiversidade e a restauração de funções ecológicas; e econômicos, ao estimular atividades de recuperação ambiental. Este trabalho contribui para o desenvolvimento de políticas mais eficazes de conservação da flora ameaçada, adaptadas às condições locais e fundamentadas na ciência, promovendo a sustentabilidade ambiental e o bem-estar das gerações futuras.

Palavras-Chave: espécies ameaçadas e protegidas; compensação ambiental; ecologia; servidão ambiental.

ABSTRACT

This study explores alternatives for environmental compensation for the removal of threatened or legally protected species, with a focus on the practice implemented by Bahia's Institute for the Environment and Water Resources (INEMA), which mandates the planting of 15 seedlings for every tree removed. The objective is to guide INEMA's technical team in assessing compensation plans for these species and propose the regulation of more effective and promising compensatory measures to conserve the biodiversity of flora in the state of Bahia. The investigation critically analyzes the regulated measure, identifying its ecological and practical limitations, and proposes more effective and sustainable approaches. The replacement of mature trees with seedlings is questioned, as the latter require decades to fully perform essential ecological functions such as providing habitat, carbon sequestration, and climate regulation, which are fundamental for biodiversity. The analysis examines the contradictions inherent in the current compensatory policy, revealing how the low species diversity and lack of alignment with local ecological characteristics undermine the effectiveness of planting efforts. Current practices fail to adequately restore essential ecological attributes, leaving species and ecosystems vulnerable. The study proposes that the fixed 1:15 ratio be adjusted based on the threat category and species-specific characteristics, promoting compensation that reflects the complexity of local ecology and the necessity of maintaining ecological interactions such as pollination and seed dispersal. The findings suggest that diversifying compensatory measures—such as the adoption of environmental easements and germplasm rescue—can achieve better conservation outcomes. Stricter monitoring programs and the use of advanced technologies are also recommended to ensure the success of compensated areas. Furthermore, it is suggested that INEMA adopt a management platform similar to *Recooperar*, at the federal level, to centralize and systematize information on compensatory planting areas, facilitating the monitoring of restoration actions. The expected outcomes of implementing these measures include ecological benefits, such as biodiversity preservation and the restoration of ecological functions, as well as economic benefits, by fostering environmental recovery activities. This study contributes to the development of more effective conservation policies for threatened flora, tailored to local conditions and grounded in scientific evidence, thereby promoting environmental sustainability and the well-being of future generations.

Keywords: endangered and protected species; environmental compensation; ecology; environmental servitude.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Representação gráfica do vórtice de extinção. Quando uma espécie entra no vórtice, uma sequência de fenômenos que se retroalimentam reduz gradualmente o tamanho da população até uma possível extirpação populacional local. 17
- Figura 2. Dinâmica temporal das espécies ameaçadas, conforme modelo elaborado por Wilson e colaboradores (2011) – adaptado..... 18

ÍNDICE

TEXTO DE DIVULGAÇÃO	8
RESUMO.....	9
ABSTRACT.....	10
LISTA DE FIGURAS.....	11
ÍNDICE	12
1 INTRODUÇÃO.....	13
1.1 CONCEITUAÇÃO DE ESPÉCIES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO E PROTEGIDAS.....	15
1.2 ESPÉCIES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO MERECEM NOSSOS ESFORÇOS? UMA REFLEXÃO CIENTÍFICA SOBRE O USO DE LISTAS E CATEGÓRIAS.....	21
2 A COMPENSAÇÃO PELO CORTE DE ESPÉCIES AMEAÇADAS E LEGALMENTE PROTEGIDAS	24
2.1 CONTRADIÇÕES ECOLÓGICAS NA PROTEÇÃO DE ESPÉCIES AMEAÇADAS/PROTEGIDAS E A SUPRESSÃO DE VEGETAÇÃO CIRCUNDANTE 27	
2.2 IMPLICAÇÕES ECOLÓGICAS DO PLANTIO COMPENSATÓRIO EM UMA PROPORÇÃO DE 15 MUDAS PARA CADA ÁRVORE CORTADA	35
2.2.1 LIMITAÇÕES ECOLÓGICAS	35
3 OUTRAS MEDIDAS POSSÍVEIS DE COMPENSAÇÃO AMBIENTAL	47
CONCLUSÕES E DIRECIONAMENTOS	61
4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	63

1 INTRODUÇÃO

No contexto da gestão ambiental brasileira, a avaliação técnica e científica acerca do risco de extinção das espécies da flora é formalizada em listas oficiais associadas à Lei 9.605 de 12 de fevereiro de 1998, conhecida como Lei de Crimes Ambientais. Como resultado, todas as espécies analisadas pelo setor técnico e científico são automaticamente sujeitas às restrições legais que proíbem o seu manejo.

O processo de Autorização de Supressão da Vegetação (ASV) no estado da Bahia, sob responsabilidade do Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA), é um procedimento complexo, onde o analista ambiental deve estar atento à presença de espécies da flora ameaçadas de extinção, contida em documentos oficiais, tais como a Portaria MMA nº 148/2022 e a Portaria SEMA nº 40/2017, correspondendo respectivamente a 3209 e 744 espécies classificadas em alguma categoria de ameaça - Criticamente em Perigo (CR), Em Perigo (EN) ou Vulnerável (VU), bem como a ocorrência de espécies protegidas pelos instrumentos legais: Portaria IBAMA n.º 83/1991: aroeira-do-sertão (*Astronium urundeuva* (M.Allemão) Engl.), baraúna (*Melanoxylon brauna* Schott e *Schinopsis brasiliensis* Engl.) e gonçalo-alves (*Astronium fraxinifolium* Schott), Portaria MMA nº 32/2019: pequiheiro (*Caryocar* spp.), Resolução CEPRAM nº 1.009/1994: aroeira (*Astronium urundeuva* (M.Allemão) Engl.), baraúna (*Schinopsis brasiliensis* Engl.) e angico (*Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Griseb.) Altschul) e Lei ordinária nº 13.908/2018: licuri (*Syagrus coronata* (Mart.) Becc., do ariri (*Syagrus vagans* (Bondar) A.D.Hawkes) e do umbu (*Spondias tuberosa* Arruda).

A análise técnica também considera a Política de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade, instituída pela Lei nº 10.431/2006 e suas alterações. Essa legislação, além de vedar o corte de espécies em perigo ou ameaçadas de extinção, proíbe, em seu artigo 102, a supressão de espécies raras, bem como aquelas essenciais à subsistência de populações extrativistas e endêmicas. Contudo, é importante observar que em parágrafo único deste artigo, fica permitido que o órgão ambiental autorize o corte ou supressão dessas espécies, desde que sejam adotadas medidas para mitigar e compensar os impactos, garantindo a sua conservação. A proibição e a restrição mencionadas estão em conformidade com o Novo Código Florestal – Lei Federal nº 12.651/2012 –, especialmente com o

disposto em seu artigo 27, que trata da supressão de vegetação em áreas que abrigam espécies da flora ou fauna ameaçadas de extinção, de acordo com listas oficiais publicadas pelos órgãos federal, estadual ou municipal integrantes do Sisnama, bem como espécies migratórias. Portanto, o dano ambiental por conta do corte das espécies protegidas é presumido e a compensação se faz obrigatória, independentemente de qualquer comprovação de desequilíbrio ambiental efetivo devido ao corte.

Importante ressaltar que as leis supracitadas falam em “medidas compensatórias e mitigadoras que assegurem a conservação da espécie”, aplicando-se não somente às árvores, e sim a toda espécie da flora ou fauna ameaçada de extinção. Estendendo-se às plantas raras, em perigo, necessárias à subsistência das populações extrativistas e endêmicas (Artigo 102), além das protegidas por ato próprio.

Ademais, na esfera do estado da Bahia, a adoção das medidas ocorre mediante o plantio compensatório, observados os critérios de ordem técnica, conforme regulamentado no Art.30-A do Decreto Estadual 15.180/14¹: *“Para o corte ou a supressão das espécies de que trata o caput do art. 30-A deste Decreto deve ser requerida a autorização para supressão de vegetação, mediante plantio compensatório na proporção de 1:15 (um para quinze) exemplares da espécie suprimida, na mesma sub-bacia hidrográfica, no espaçamento tecnicamente recomendado para o adensamento florístico descrito em Projeto de Plantio Compensatório aprovado pelo órgão ambiental competente”*. Entretanto, o regulamento deixa a cargo do corpo técnico a análise e aprovação do espaçamento recomendado para o adensamento florístico. A adoção dessa medida possui escassa ou ausente consideração técnico-científica em relação à literatura da conservação de espécies ameaçadas, além de faltar clareza sobre sua eficácia ou a de outra medida compensatória para garantir a conservação da biodiversidade.

Destaca-se também que antes das alterações promovidas pela Lei nº 13.597/2016 no artigo 102 da Lei Estadual nº 10.431/2006, vigorava a redação estabelecida pela Lei nº 12.377/2011, que impunha restrições específicas. O corte ou a supressão de espécies listadas no artigo era permitido apenas em situações de grave risco, iminente perigo à segurança de pessoas e bens, utilidade pública oficialmente decretada ou interesse social. Além disso, a compensação ambiental era exigida “quando coubesse”, dependendo da análise do órgão competente.

Com a nova redação introduzida pela Lei nº 13.597/2016, essas restrições foram removidas, permitindo o corte ou a supressão das espécies desde que sejam adotadas medidas mitigadoras e compensatórias, independentemente da existência das condições específicas anteriormente previstas. Ou seja, houve uma flexibilização das condições para a autorização do corte ou supressão de espécies. Conforme já explanado, a nova legislação permite essas ações de forma mais ampla, mas exige como contrapartida a implementação de medidas compensatórias e mitigadoras para minimizar os impactos ambientais, sem precisar que o corte esteja associado a situações de risco ou utilidade pública.

Diante o exposto, esta nota técnica tem como objetivo analisar, com base na literatura científica e legislação vigente, a política de conservação de espécies ameaçadas e protegidas e a medida compensatória regulamentada pelo INEMA. Com isso, visa orientar o corpo técnico do INEMA na avaliação dos planos de compensação dessas espécies e propor à instituição a regulamentação de medida compensatória mais eficaz para a conservação da biodiversidade da flora no Estado da Bahia.

Este estudo foi elaborado a partir de consultas à legislação ambiental estadual e federal que rege espécies ameaçadas e protegidas, abrangendo Leis, Decretos, Portarias, Resoluções e Normas vigentes. Além disso, foi feita uma revisão narrativa da literatura científica (artigos, livros, cartilhas, anais de eventos científicos). A busca por esta literatura se deu através plataformas como o Dimensions e Google Acadêmico, com uso de sintaxes de pesquisa em inglês e português, baseadas nas sentenças primárias “conservação de espécies ameaçadas” *and* “medidas de compensação” *and* “ecologia (de população, de comunidades, florestal e da restauração)” *and* “perda de biodiversidade” *and* “supressão” *and* “plantio compensatório” *and* “extinção”, aplicadas com variações na seleção das palavras e na construção da sentença.

1.1 CONCEITUAÇÃO DE ESPÉCIES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO E PROTEGIDAS

Conforme Primack e Rodrigues (2001), uma espécie é considerada ecologicamente extinta quando sua população é tão pequena que seu impacto nas demais espécies da comunidade é praticamente insignificante, ou seja, ela já não desempenha mais uma função relevante na estruturação da comunidade. Existem

casos de espécies conhecidas como "mortos-vivos", em que indivíduos isolados geograficamente e incapazes de se reproduzir conseguem sobreviver por centenas de anos. Embora essas espécies não sejam consideradas extintas, já que ainda existem alguns indivíduos, suas populações não são mais viáveis para reprodução, e, por isso, seu futuro depende exclusivamente do tempo de vida dos espécimes sobreviventes (GENTRY, 1986; JANZEN, 1986).

É importante entender que a população, em ecologia, refere-se ao grupo de indivíduos da mesma espécie que ocupam uma determinada área ao mesmo tempo e que têm a capacidade de interagir e se reproduzir. (ODUM; BARRET, 2007). Para que uma população seja saudável e se mantenha funcional, é necessário que fatores como a taxa de reprodução, variabilidade genética, a dispersão e o recrutamento de novos indivíduos sejam suficientes para compensar as perdas por mortalidade e outros fatores ambientais (ODUM; BARRET, 2007). Quando esse equilíbrio é rompido, inicia-se o processo gradual da extirpação populacional (extinção local de populações) (BRITO, 2009).

Um dos primeiros sinais de que uma espécie está em risco de extinção é a redução no tamanho populacional. Esse declínio pode ser causado por fatores naturais, mas é sabido que a destruição e a fragmentação dos habitats têm reduzido a abundância de muitas espécies, sendo considerado um dos principais causadores do declínio populacional de espécies nativas (HADDAD et al., 2015).

Entre as espécies vegetais, são consideradas mais vulneráveis à extinção aquelas de habitat muito específicos e limitados (FONSECA, 1991). Isso significa que elas só crescem em determinados tipos de solo, clima ou condições ambientais. Quando esses habitats são destruídos e consequentemente fragmentados, devido as atividades humanas, as plantas perdem seu ambiente natural e têm dificuldade para sobreviver. Algumas espécies vegetais têm sua sobrevivência em longo prazo dificultada devido a fatores como baixa produção de sementes, baixa viabilidade das sementes ou necessidades muito específicas para germinação e crescimento (BASKIN; BASKIN, 2014). As ações externas somadas a esses fatores reduzem a população da espécie.

Estudos também tem sugerido um padrão conhecido como "*few winners and many losers*" ou "poucos vencedores e muitos perdedores", analisando que a substituição de espécies de florestas maduras por espécies pioneiras ou adaptadas a perturbações em paisagens fragmentadas promove a homogeneização biótica,

impactando a biodiversidade (TABARELLI et al., 2012). Assim os grupos de árvores que são perdidos são aqueles que apresentam características biológicas geralmente especialistas, adaptadas a condições maduras e sombreadas como: madeiras duras, grandes frutos, síndromes mediadas por animais, reprodução plurianual, plantas longevas, etc (TABARELLI et al., 2012).

Populações que habitam áreas pequenas são as mais vulneráveis, devido à sua própria limitação em tamanho, o que desencadeia alterações genéticas e na dinâmica populacional (BEGON et al., 2008). Em populações reduzidas, a deriva genética pode causar a perda de alelos raros (variantes genéticas), comprometendo a capacidade de adaptação. Além disso, o acasalamento entre parentes nessas populações diminui a variabilidade genética da prole, resultando na redução do sucesso reprodutivo (BEGON et al., 2008). Esses efeitos genéticos podem ser exacerbados por diferenças nas condições dos habitats, especialmente em ambientes de baixa qualidade, ou devido à interrupção das interações entre plantas e polinizadores, entre outras possibilidades (BEGON et al., 2008). Como resultado, as populações não conseguem aumentar sua taxa de natalidade rápido o suficiente para compensar a perda de indivíduos adultos ou juvenis (BEGON et al., 2008). Dessa forma, quando uma população diminui consideravelmente de tamanho, a sobrevivência e a capacidade reprodutiva são reduzidas, contribuindo para uma diminuição ainda maior da população - um fenômeno conhecido como vórtice da extinção (BEGON et al., 2008) - Figura 1.

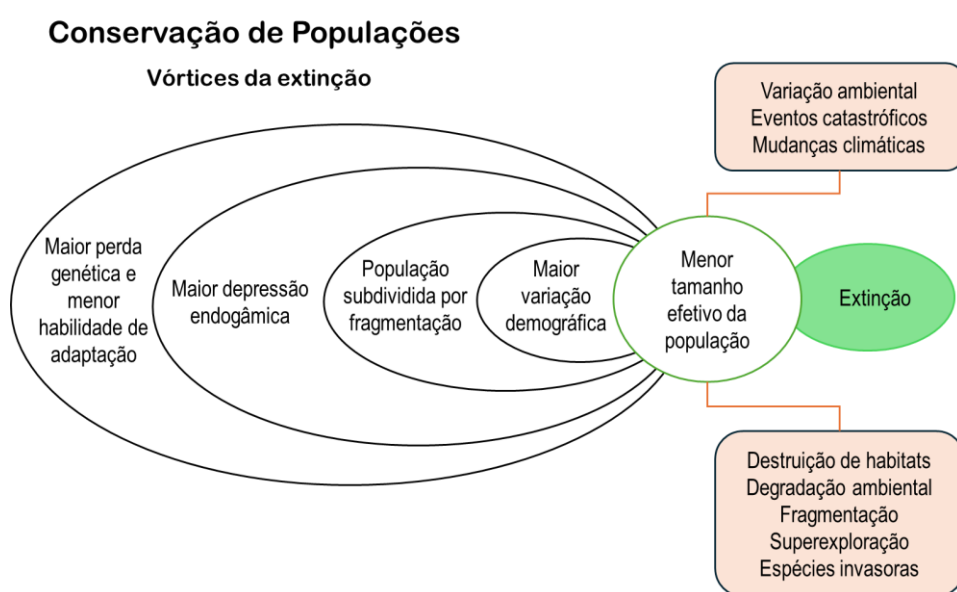


Figura 1. Representação gráfica do vórtice de extinção. Quando uma espécie entra no vórtice, uma sequência de fenômenos que se retroalimentam reduz gradualmente o

tamanho da população até uma possível extirpação populacional local. Fonte: Begon e colaboradores (2008) - adaptado.

A dinâmica temporal de extinção uma determinada espécie está relacionada à sua condição de extinta, ameaçada ou recuperada. As espécies que se tornam extintas permanecem extintas indefinidamente. Em cada passo de tempo, uma espécie ameaçada pode se recuperar, se uma intervenção de gestão for implementada com um custo associado; se recuperar por acaso ou se extinguir. A recuperação por acaso pode representar uma variedade de possibilidades diferentes, incluindo uma redução das pressões humanas sobre a espécie, avanços técnicos ou evolução de imunidade a uma doença. Após cada fase de tempo, as espécies ainda ameaçadas passam novamente pelo mesmo processo (WILSON et al., 2011) – Figura 2.

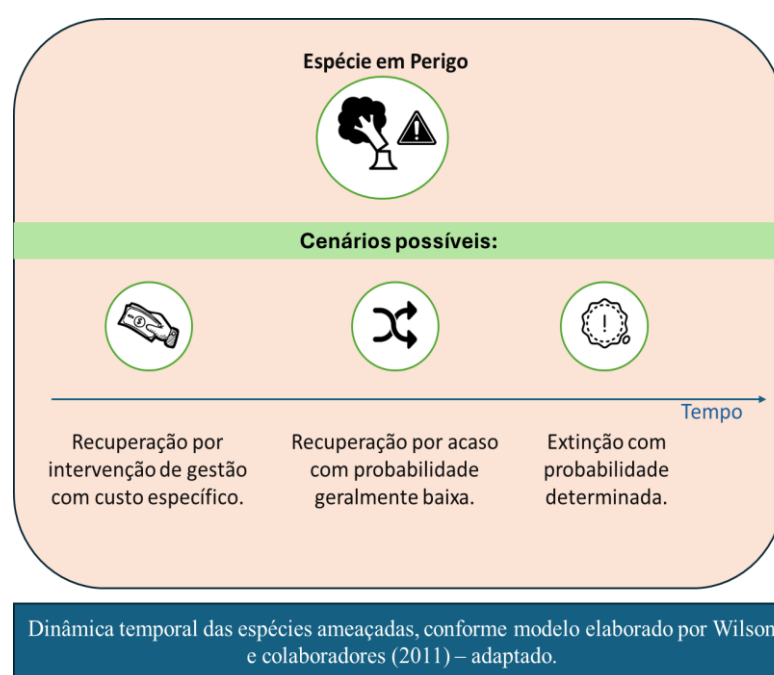


Figura 2. Dinâmica temporal das espécies ameaçadas, conforme modelo elaborado por Wilson e colaboradores (2011) – adaptado.

As listas de espécies ameaçadas de extinção geralmente são constituídas por táxons que foram submetidos ao processo de avaliação de risco de extinção a partir da aplicação do sistema de categorias e critérios proposto pela International Union for Conservation of Nature (IUCN, 2001) e adotado pelo Centro Nacional de Conservação da Flora (CNCFlora; <http://cncflora.jbrj.gov.br>). O sistema de critérios e categorias tem sido amplamente utilizado na detecção do risco de extinção de

espécies, incluindo três categorias de risco, Criticamente em Perigo, Em Perigo ou Vulnerável; e cinco critérios quantitativos gerais, avaliação da diminuição da população no passado, presente e/ou projetada para o futuro, a distribuição geográfica, incluindo se é restrita, fragmentada, ou apresenta declínio ou flutuações, análise do tamanho da população, incluindo aspectos de fragmentação, declínio ou flutuações, avaliação da criticidade da situação com base na extrema redução do tamanho da população ou na área de distribuição extremamente limitada, e a análise quantitativa do risco de extinção, que utiliza métodos analíticos, como a Análise da Viabilidade da População (PVA), para estimar o risco de extinção. Os critérios podem ser subdivididos em subcritérios, no entanto, possuem requisitos que precisam ser atendidos para o enquadramento através de justificativas e dados científicos (IUCN, 2001). A lista de espécies é então publicada em documentos oficiais, tais como as Portarias MMA nº 443/2014 e 148/2022 e a Portaria SEMA Bahia nº 40/2017, com indicativos em torno de 3.209 e 744 espécies, respectivamente, classificadas em alguma categoria de ameaça.

Conforme o Artigo 102 da Política Estadual de Meio Ambiente, as espécies endêmicas (sem definição do nível), raras e necessárias à subsistência das populações extrativistas (sem definição de lista) também são alvo de proteção. Para verificação do endemismo das espécies, a nível estadual e de bioma, pode-se consultar a Lista de Espécies da Flora do Brasil 2020 (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>), que também já abrange as informações contidas na Lista Vermelha do Centro Nacional de Conservação da Flora - CNCFlora e a Portaria MMA nº 148/2022. Quanto às espécies essenciais à subsistência das populações extrativistas, a proteção destinada à sua preservação só é justificada se, na área de supressão, forem comprovadamente encontrados os pressupostos que respaldam essa necessidade de proteção. Portanto, as espécies devem ser indicadas por meio dos estudos realizados no âmbito do licenciamento. Como exemplo dessas espécies, cita-se *Syagurus coronata* (licuri), que se destina à alimentação da arara-azul (ameaçada de extinção) e ao sustento de populações tradicionais, e *Spondias tuberosa* (umbu), que constitui alternativa econômica na complementação da renda dos pequenos agricultores, ambas protegidas por legislação específica.

Quanto às espécies raras, na literatura definidas como aquelas com populações pequenas e restritas, frequentemente dispersas em habitats

específicos e com baixa densidade, sendo vulneráveis a perturbações ambientais (RABINOWITZ et al., 1986), não há lista a ser consultada, devendo estas serem indicadas nos estudos ambientais, conforme esquema de classificação adequado.

Por fim, algumas espécies não ameaçadas possuem proteção especial garantida legalmente, como disposto em Portarias: IBAMA n.º 83/1991 (aroeira do Sertão, baraúna e gonçalo-alves) e MMA n.º 32/2019 (pequizeiro), Resolução CEPRAM n.º 1.009/1994 (aroeira, baraúna e Angico) e Lei ordinária n.º 13.908/2018 (Licuri, do Ariri e do Umbu). Essas espécies são chamadas de protegidas ou imunes de corte e estende-se a elas a necessidade de adoção de medidas mitigadoras e compensatórias pelo corte, conforme os instrumentos que as protegem. Dessa forma, as listas e normas supracitadas são consultadas no bojo do processo de ASV.

1.2 ESPÉCIES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO MERECEM NOSSOS ESFORÇOS? UMA REFLEXÃO CIENTÍFICA SOBRE O USO DE LISTAS E CATEGORIAS

O procedimento de consulta à lista de espécies ameaçadas da Bahia, ocorrendo na área objeto de supressão vegetal, está consolidado junto ao processo de autorização da atividade. Entretanto, uma reflexão se faz importante, pois essa abordagem possui limitações que são apontadas por críticos ao uso de listas de espécies ameaçadas para alocação de recursos ou limitação de empreendimentos, como Possingham e colaboradores (2002); Drummond e colaboradores (2009); Wilson e colaboradores (2011); Iacona e colaboradores (2017); Gerber e colaboradores (2018). Os motivos estão expostos a seguir:

1) De maneira geral as leis que tratam sobre espécies ameaçadas não possuem especificidade suficiente para orientar decisões sobre quais espécies - se as icônicas e de alto custo ou as desconhecidas e de baixo custo - e programas devem ser priorizados para a alocação de recursos limitados, fornecendo somente as listas e os objetivos de conservação.

2) A adoção de listas especiais pode levar a decisões ilógicas, não considerando o impacto total na biodiversidade. Empreendimentos com pequenos impactos podem ser limitados pela presença de uma espécie listada, mas empreendimentos com grandes impactos sem uma ou mais espécies não listadas prosseguem sem requisitos de compensação e mitigação. Além disso, a listagem pode aumentar as ameaças à espécie, incentivando práticas que prejudicam seu habitat. Sobre esse ponto, uma abordagem alternativa seria considerar o impacto dos empreendimentos em uma escala mais ampla de elementos da biodiversidade e questionar se alguns desses impactos, ou os impactos cumulativos em todas as espécies, seriam inaceitavelmente grandes (POSSINGHAM et al., 2002). Isso ajudaria a separar o processo de listagem do processo de Avaliação de Impacto Ambiental.

3) Podem existir confronto e concorrência entre valores sociais, culturais, econômicos e ambientais que interfiram na seleção e classificação das espécies ameaçadas, tornando as listas subjetivas. Além disso, a alocação de recursos tende a privilegiar principalmente as espécies classificadas como mais ameaçadas, muitas vezes aquelas consideradas icônicas ou carismáticas, a exemplo do *Paubrasilia echinata* (pau-brasil), espécie da flora brasileira com maior

conhecimento acumulado sobre a conservação, incluindo a avaliação de ameaças, planos de ação, legislação de proteção e controle, pesquisas científicas e tecnológicas e educação ambiental (ROSA, 2021). No entanto, argumenta-se que essa abordagem não é necessariamente eficaz em minimizar o número de extinções a longo prazo, uma vez que não considera o risco enfrentado por espécies menos ameaçadas ou menos populares. Ao concentrar esforços e recursos apenas nas espécies mais ameaçadas, perde-se a oportunidade de evitar que outras espécies, ainda não ameaçadas, enfrentem o risco de extinção no futuro. Segundo Drummond e colaboradores (2009), o foco em maior investimento dado a algumas espécies ameaçadas é justificado por razões morais, éticas e afetivas pelo público em geral para evitar extinções e, devido a comoção pública, alcançam melhores resultados de conservação do que as demais espécies.

4) A listagem pode aumentar as ameaças a uma espécie. Quando a presença de uma espécie ameaçada em um imóvel é vista como um impedimento para um determinado uso da terra ou aumento de custos para sua compensação, os proprietários podem: i) destruir o habitat ilegalmente, ii) negar/omitir a presença da espécie, iv) negar que haverá o corte ou v) negar acesso à área para pesquisadores ou funcionários do governo. Isto é uma consequência não intencional de uma lista de espécies ameaçadas quando não há incentivos para os proprietários de terras conservarem espécies ameaçadas em suas propriedades. Destaca-se, ainda, que a elaboração de inventários florestais precisos e confiáveis, capazes de identificar com segurança a presença de determinadas espécies, exige uma equipe técnica altamente qualificada e com expertise no assunto. Contudo, essa não é uma realidade do órgão ambiental.

Diante da análise dos pontos apresentados, pode-se concluir que as espécies ameaçadas de extinção merecem nossos esforços para sua conservação, mas a maneira como esses esforços são direcionados precisa ser reconsiderada, levando em conta as limitações e críticas ao uso de listas de espécies ameaçadas. Além de todo o exposto, não há garantias de que a presença da espécie ameaçada e/ou protegida garantirá o funcionamento do ecossistema.

Assim, é preciso aprimorar a análise da viabilidade ambiental do empreendimento em escalas espaciais que reflitam a escala dos processos ecológicos (paisagem), ou seja, adotar abordagens que considerem não apenas as espécies de forma individualizada, mas também o impacto global nas comunidades

ecológicas, promovendo incentivos adequados para uma conservação mais abrangente e eficaz, como a servidão ambiental, que será apresentada neste trabalho.

2 A COMPENSAÇÃO PELO CORTE DE ESPÉCIES AMEAÇADAS E LEGALMENTE PROTEGIDAS

As espécies ameaçadas de extinção ou protegidas presentes na área de um empreendimento sob análise técnica no INEMA são destacadas no relatório do Inventário Florestal, estudo onde são indicadas a volumetria, densidade, frequência e dominância das espécies arbóreas. Outras formas de vida vegetais não são contempladas ou são abordadas superficialmente no processo de autorização ambiental. Sendo assim, não há dados sobre eventuais espécies herbáceas, arbustivas, lianas e epífitas ameaçadas de extinção atingidas pelos empreendimentos, a não ser quando especificamente exigido pelo órgão ambiental, relatado no estudo fitossociológico ou outros estudos ambientais. Os indivíduos amostrados no inventário são definidos pelo critério de inclusão estabelecido previamente. O critério de inclusão do menor indivíduo da amostra, de modo geral, desconsidera os indivíduos juvenis que ainda não atingiram o tamanho mínimo para serem mensurados. O número de indivíduos amostrados nas parcelas do inventário é extrapolado para a área total de supressão, estimando-se o volume e o número total de indivíduos imunes de corte ou alvo das medidas compensatórias.

Durante a avaliação de um empreendimento pelo órgão ambiental, é responsabilidade da administração equilibrar os benefícios e custos, decidindo a quantidade de danos ambientais considerados aceitáveis social e ecologicamente, isto é, a viabilidade ambiental do empreendimento. O Impacto Ambiental é qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem a saúde, a segurança e o bem-estar da população, as atividades sociais e econômicas, a biota, as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais (CONAMA n.º 001/86).

Quando se reconhece a inevitabilidade de algum impacto, é necessário buscar maneiras de reduzi-lo ou mitigá-lo e sempre que os danos forem passíveis de mitigação, cabe à administração definir as medidas necessárias para reduzi-los ao mínimo possível (BESSA, 2006). Este procedimento é importante para refletir sobre o indeferimento de pedidos inviáveis, pois no contexto atual a atividade proposta parece que será feita de qualquer forma, independentemente do tamanho do impacto. Nesse sentido, é o princípio da precaução e o princípio do “*in dubio pro*

natura", que significa "na dúvida, a ação mais favorável ao meio ambiente", devem ser utilizados.

As medidas mitigadoras são estabelecidas antes da instalação do empreendimento e visam reduzir os impactos ambientais negativos decorrentes dessa ação. Assim, a mitigação consiste na redução do dano. Por outro lado, a compensação é adotada nos casos em que não é viável recuperar ou mitigar os danos ao meio ambiente (BESSA, 2006). As medidas compensatórias são aplicadas para compensar, de alguma forma, os prejuízos e danos ambientais efetivos resultantes da atividade que altera o ambiente.

As medidas mitigadoras ou compensatórias a serem adotadas em função da supressão das espécies protegidas não guardam relação com a compensação prevista na Lei n.º 9.985/2000. Tais medidas diferem-se da compensação para fins de regularização de reserva legal, prevista no Art. 66 Inciso III da Lei 12.651/12, da compensação para supressão de APP, prevista na Lei Estadual n.º 10.431/2006 e suas alterações, e da compensação para supressão de Mata Atlântica, prevista no Art. 17 da Lei n.º 11.428/2006.

Para compensar o corte de uma espécie protegida ou ameaçada de extinção, o órgão ambiental deve considerar cuidadosamente os princípios de reparação do dano ambiental. Segundo Bechara (2009) inicialmente, a reparação *in natura* deve ser buscada, visando a restauração da capacidade funcional ecológica da área afetada (a qualidade, funcionalidade e equilíbrio anterior), bem como sua capacidade de aproveitamento humano. No entanto, é importante reconhecer que nem sempre é possível alcançar o estado anterior, especialmente em casos de danos irreversíveis. Nesses casos, a reparação ecológica torna-se essencial, buscando oferecer benefícios ou ganhos ecológicos à coletividade afetada para contrabalancear a perda sofrida. Isso pode incluir a implementação de medidas que melhorem outras áreas ambientais que por alguma razão encontram-se deterioradas ou proporcionem mecanismos para prevenir futuras lesões similares, além de potencialmente melhorar alguma situação ambiental existente.

Em última instância, se a reparação *in natura* e ecológica não forem totalmente viáveis, a reparação pecuniária pode ser considerada. Isso envolve acordos judiciais ou extrajudiciais entre o Ministério Público, o órgão ambiental e o responsável pelo dano. No entanto, é crucial enfatizar que a compensação pecuniária não deve ser vista como uma solução fácil ou preferencial, mas sim

como um último recurso quando as outras formas de reparação não podem ser aplicadas. Portanto, ao compensar o corte de uma espécie protegida ou ameaçada de extinção, o órgão ambiental deve seguir uma abordagem progressiva, priorizando medidas que busquem restaurar o equilíbrio ecológico e minimizar os impactos sobre a biodiversidade e o meio ambiente como um todo.

Em outras palavras, a compensação ecológica é uma solução para a reparação de danos ambientais quando a recuperação direta da área degradada não é possível. A compensação ecológica visa restituir, total ou parcialmente, o atributo ambiental lesado em um local equivalente, contribuindo para a preservação e conservação de áreas naturais. Já a compensação econômica ou financeira é uma forma de reparação indireta pelo dano ambiental. Essa compensação é aplicada quando a recuperação direta não é possível e é estimada através da valoração econômica do atributo ambiental degradado (Instrução Normativa IBAMA nº 20 de 27 de setembro de 2024).

No que tange às espécies ameaçadas de extinção e protegidas no estado da Bahia, existem dois procedimentos legais adotados quando identificadas na área do empreendimento:

- a) a proibição do corte dos indivíduos das espécies ameaçadas e protegidas e a permissão para supressão da vegetação ao redor;
- b) a supressão de vegetação dos indivíduos ameaçados e protegidos com adoção da reparação ecológica regulamentada - plantio compensatório ao corte autorizado, na proporção de 1:15.

Nos tópicos a seguir, será abordado cada procedimento de forma detalhada, à luz das ciências ecológicas, com o objetivo de avaliar a eficácia da política de conservação das espécies ameaçadas e protegidas, como as lacunas existentes e os desafios enfrentados.

2.1 CONTRADIÇÕES ECOLÓGICAS NA PROTEÇÃO DE ESPÉCIES AMEAÇADAS/PROTEGIDAS E A SUPRESSÃO DE VEGETAÇÃO CIRCUNDANTE

A sobrevivência e a abundância das espécies não dependem apenas de características intrínsecas, como taxas de natalidade e mortalidade, mas também de suas interações com outras espécies na comunidade, como competidores, predadores, parasitos e mutualistas, além de redes de fluxos de energia e nutrientes (BEGON et al., 2008). A política de conservação das espécies ameaçadas e protegidas apresenta uma contradição em sua aplicação. Embora proíba o corte de indivíduos dessas categorias por meios oficiais, permite a supressão da vegetação ao redor dessas árvores para a instalação de diferentes usos da terra, como pastagens. Isso resulta na preservação de árvores isoladas em uma paisagem altamente modificada, cercada por ambientes artificiais. Nesse processo, primeiro é alterada a distribuição etária, pois ocorre a remoção das plântulas e juvenis na área de supressão. Em segundo, é reduzida a densidade populacional da espécie localmente, pois resta na população um número menor de indivíduos por hectare em relação à condição original de floresta (JÚNIOR et al., 2013).

Segundo a literatura ecológica, essa prática é contraditória porque, enquanto se protege o indivíduo de uma dada espécie, desconsideram-se as interações ecológicas que essa árvore mantém com outras espécies no seu habitat natural. Em contrapartida, a supressão da vegetação circundante contribui para a fragmentação do habitat, simplificação estrutural e degradação da qualidade ambiental, comprometendo a sustentabilidade a longo prazo dessas espécies protegidas e dos ecossistemas dos quais fazem parte.

Em uma área de floresta, as árvores vivem sob um conjunto específico de condições ambientais, como temperatura, umidade, vento e características do solo (WHITTAKER, 1975). A alteração da paisagem pode aumentar a exposição das árvores aos fenômenos naturais que levam ao seu tombamento, como exemplo de raios, ventos e fortes chuvas. Além disso, o isolamento pode prejudicar a interação com a fauna, como os animais polinizadores e dispersores, que desempenham papéis cruciais na reprodução e dispersão das plantas, devido às mudanças nos parâmetros ambientais que regulam o microclima local (DANTAS et al., 2011; GALETTI et al., 2006; SILVA; ALFONSO, 2022). As relações mutualísticas entre

plantas e animais serão comprometidas, uma vez que os animais poderão ter dificuldade em acessar os indivíduos isolados devido às mudanças na estrutura da paisagem (AGUILAR; GALETTO, 2004).

Quando a vegetação natural é convertida para monoculturas, cultivo intensivo do solo, uso de maquinário agrícola, irrigação, remoção da vegetação herbácea e introdução de variedades vegetais geneticamente melhoradas, há redução da diversidade e quantidade de fontes alternativas de alimentação e locais de nidificação para as abelhas e polinizadores em geral (BIESMEIJER et al., 2006; KREMEN et al., 2007).

A aplicação de agrotóxicos para controle químico de pragas e patógenos, com alta toxicidade aos polinizadores e sem observar o seu horário de visitas, pode levar à morte, atuar como repelente e ainda provocar efeitos tóxicos subletais, tais quais desorientação de voo e redução na produção de crias (PINHEIRO; FREITAS, 2010; FREITAS; PINHEIRO, 2010). O emprego de agrotóxicos pode também suprimir ou reduzir a produção de néctar e pólen em algumas plantas, diminuindo a oferta de alimentos aos polinizadores (JOHANSEN; MAYER, 1990). Mudanças bruscas na temperatura do ar, precipitação, nebulosidade e outros fenômenos meteorológicos podem levar a alterações na distribuição geográfica das espécies de abelhas e plantas. Além disso, podem mudar seus ciclos reprodutivos, e, nos casos mais drásticos, levar à ruptura das interações abelha-planta (HEGLAND et al., 2009).

Sob a condição de indivíduos isolados em uma matriz artificial, é esperado que ocorra uma série de alterações nos processos relacionados à biologia reprodutiva dessas árvores (KAGEYAMA; PIÑA-RODRIGUES, 1993; MAUÉS; OLIVEIRA, 2010). A polinização biótica cruzada é garantida pela atuação de agentes polinizadores, como aves, mamíferos e insetos, que visitam flores de diferentes árvores da mesma espécie durante uma estação reprodutiva (PIÑA-RODRIGUES; PIRATELLI, 1993). No entanto, a movimentação desses polinizadores nas florestas, onde as populações arbóreas são mantidas, depende de estímulos visuais ou químicos emitidos pelas plantas floridas, que só são percebidos até uma certa distância, além da ausência de barreiras que dificultem ou impeçam a locomoção dos polinizadores (KAGEYAMA; PIÑA-RODRIGUES, 1993; PIÑA-RODRIGUES; PIRATELLI, 1993; MAUÉS; OLIVEIRA, 2010).

A matriz artificial gerada por atividades humanas, como a substituição de florestas nativas por pastagens cultivadas, já representa uma barreira à movimentação de algumas aves no ambiente de Pantanal (NUNES, 2009). Assim, é razoável supor que as espécies que realizam os serviços de polinização também percebam essa nova matriz artificial como uma barreira comportamental, impactando sua capacidade de realizar a polinização cruzada (JÚNIOR et al., 2013).

Árvores isoladas em pastagens têm menor probabilidade de serem visitadas por polinizadores, o que aumenta o risco de autopolinização em comparação com suas co-específicas no interior das florestas (LACERDA; KAGEYAMA, 2003; PETIT; HAMPE, 2006). Em situações de autopolinização, as populações de árvores podem sofrer depressão endogâmica, que se manifesta na menor emergência de sementes e formação de plântulas anormais, reduzindo o recrutamento de novas plantas (SEBBEN et al., 2000; ANDRADE et al., 2006). A depressão endogâmica nas árvores isoladas resulta em alta mortalidade de sementes e desenvolvimento anormal de plântulas (SEBBEN et al., 2000). Segundo Maués e Oliveira (2010), a fragmentação do habitat diminui a quantidade de pólen depositado nas flores, reduzindo a frutificação e a produção de sementes em áreas desmatadas. Esse fenômeno leva a um aumento na autofecundação e diminui o número de polinizadores, especialmente em árvores isoladas em sistemas agrosilvipastoris.

No que tange ao processo de dispersão, a simplificação do habitat causada pela supressão da vegetação circundante, resultando na manutenção de indivíduos de uma única espécie arbórea (baixa diversidade), pode não fornecer os recursos necessários para sustentar uma comunidade diversificada de fauna (CROME et al. 1994). É reconhecido que árvores são poleiros naturais, que atraem dispersores de sementes e por meio da facilitação favorecem sua chegada, além de atuarem como árvores-mãe, promovendo o estabelecimento de mudas sob suas copas, por meio de melhorias nas condições ambientais, como temperatura, umidade e luminosidade. Já os recrutas sob essas copas são selecionados por filtros ecológicos, como capacidade de dispersão (biótica) e tolerâncias ambientais (abióticas) (ABREU et al., 2021).

Tal capacidade de facilitação das árvores é mais eficiente quando há uma diversidade de espécies, pois diferentes espécies atraem uma gama maior de

dispersores de sementes e possuem variadas capacidades de suportar o estabelecimento de novas plantas. Por outro lado, a capacidade de nucleação, que envolve o processo de facilitação e autorregeneração das árvores-mãe, pode ser comprometida, uma vez que os propágulos da espécie ou de outras trazidos pelos dispersores podem não se desenvolver devido ao filtro abiótico - manejo da nova atividade econômica na área. Isso pode resultar na ausência de recrutamento de novas árvores após a morte natural do indivíduo protegido, levando a uma população envelhecida e com potencial de extinção local dessas espécies (HARVEY; HABER, 1999).

Portanto, a manutenção de indivíduos em pé, na área manejada, não garante que a dispersão da espécie seja eficiente, a não ser que haja proximidade de outros fragmentos florestais, para que seus propágulos sejam deslocados para outras áreas. Isto é, limita-se a complexidade estrutural e florística da paisagem, resultando em uma conservação ecológica menos eficaz.

A presença de uma diversidade de árvores é mais benéfica, pois fornece uma gama mais ampla de habitats e recursos para espécies interdependentes, promovendo uma conectividade ecológica mais robusta. Ressalta-se que em alguns casos, o empreendimento abriga uma maior diversidade de espécies ameaçadas ou protegidas, onde, portanto, as árvores isoladas podem representar uma maior diversidade florística e estrutural, dependendo da origem da árvore, por exemplo, se relíquia, se regenerada ou se plantada pelo proprietário, da densidade, da distribuição na paisagem, do manejo por fazendeiros e abrigar outras formas de vida, como epífitas, lianas (HARVEY et al. 2004).

Diante o exposto, a supressão de vegetação circundante e o isolamento das árvores ameaçadas e protegidas, compromete as interações estabelecidas com outras espécies, a sobrevivência dessas árvores, sua capacidade reprodutiva e pode acelerar o processo de declínio populacional da espécie que já se encontre em declínio.

Isso não significa que árvores isoladas, ou seja, aquelas que apresentam pouco ou nenhum contato com as copas de árvores vizinhas, não interagem com o ecossistema. Para grupos específicos, mesmo após a supressão da vegetação circundante, esses indivíduos continuam a desempenhar funções ecológicas importantes, tanto em escala local quanto na paisagem. Alguns estudos mostraram que as árvores isoladas podem contribuir para a conectividade da

paisagem ao reduzir a distância entre manchas de vegetação e atuando como pontos de ligação entre elas, por meio do deslocamento dos animais e outros organismos (MANNING et al., 2006; FRIZZO; VASCONCELOS, 2013; SILVA et al., 2021).

Como exemplo da funcionalidade desses indivíduos, o estudo desenvolvido por Frizzo e Vasconcelos (2013) avaliou o papel de árvores remanescentes de pequi - *Caryocar brasiliense* (Caryocaraceae) - espécie protegida no Brasil, na diversidade de formigas em terras agrícolas com pastagens e campos de soja no Cerrado mineiro. O estudo observou que o pasto de gado com árvores dispersas é fisionomicamente mais semelhante a uma savana aberta do que uma plantação de soja, contendo uma fauna de formigas similar à fauna original da savana. O resultado corrobora com a ideia de que quanto maior a similaridade entre o sistema agrícola e o habitat nativo — em termos de suas estruturas físicas e bióticas — maior o grau de conectividade entre os fragmentos (LAURANCE et al., 2011). Portanto, além de seu valor para a conservação fora das reservas, pastos com árvores dispersas ainda desempenham um papel importante e positivo, aumentando a conectividade entre fragmentos.

O pequi é uma das espécies mais comuns ocorrendo como árvores dispersas em terras agrícolas do Oeste Baiano, e nos pedidos de ASV para atividade de pecuária é comum que a manutenção seja de interesse para os proprietários, já que em pastagens, árvores isoladas fornecem sombra para o gado. Nesse sentido, considerando a adoção da medida protetiva do pequi, até certo ponto tem benefício ecológico em mantê-lo em áreas similares ao habitat natural, como pastagens, para o grupo das formigas. Em contrapartida, isso raramente acontece em plantações de cultivo extensivas, como de soja, pois essas árvores tendem a prejudicar a operação de máquinas pesadas (HARVEY et al., 2004), resultando em supressão total dos indivíduos e na adoção de medidas compensatórias. Dessa forma, nesse caso, o corte do pequi afeta diretamente as interações com as comunidades de formigas típicas dessas terras aráveis e na conectividade entre fragmentos.

Por outro lado, como efeito da supressão da vegetação, a simplificação de habitats naturais leva a uma modificação da comunidade associada a uma determinada planta hospedeira, como diminuição da disponibilidade de recursos, por exemplo, alimentos e locais de nidificação, que podem resultar em perda de

diversidade e podem alterar as interações entre espécies, devido a hipótese clássica de diversificação de nicho (NEVES et al., 2012). A qualidade da árvore hospedeira pode afetar o desempenho de insetos como formigas e herbívoros (COLEY et al., 1985, COLEY; BARONE, 1996). A hipótese de disponibilidade de recursos (COLEY et al., 1985) prevê que plantas com luz prontamente disponível, mas baixa disponibilidade de nutrientes, têm taxas elevadas de fixação de carbono e baixo investimento em defesas químicas.

O estudo de Neves e colaboradores (2012) verificou que a simplificação do habitat ao redor de árvores de pequi poderia diminuir a diversidade de formigas e, conseqüentemente, diminuir a pressão desse predador sobre a fauna de insetos herbívoros associada à mesma árvore. No estudo, a riqueza de formigas foi maior em árvores localizadas em cerrado preservado, que tem vegetação mais complexa do que árvores encontradas em pastagens ou plantações de eucalipto. Em contraste, os insetos herbívoros foram mais abundantes e diversificados em árvores de pequi localizadas em pastagens e eucaliptais do que no Cerrado preservado.

Os autores argumentaram que pequizeiros isolados em habitats modificados devem fornecer uma alta densidade de herbívoros devido à falta de defesa química. De fato, estudos mostraram que algumas espécies de insetos herbívoros apresentaram populações eruptivas em árvores localizadas em habitats perturbados, afetando a produtividade e, muitas vezes, a sobrevivência das plantas (FERNANDES et al., 2004, FAGUNDES et al., 2007). Por outro lado, alguns autores argumentaram que a maior pressão de seleção imposta pelos herbívoros resultou em plantas desenvolvendo maior resistência química à herbivoria foliar nesses ambientes (COLEY; BARONE, 1996; DIRZO; BOEGE, 2008). Dessa forma, ainda que as árvores isoladas desempenhem funções importantes, estas se tornam mais vulneráveis à predação, comprometendo a sua saúde.

Do ponto de vista das perdas à biodiversidade, relacionadas à autorização da supressão da vegetação circundante, enquanto se mantém protegida as espécies alvo desta nota técnica, se faz necessário expor o seu potencial poluidor. A vegetação desempenha funções cruciais para manutenção do equilíbrio ecológico, como estabilizar a superfície do solo, além de ser visualmente atraente e auto-sustentável, proporcionando a base para a sucessão natural ou o estabelecimento de uma comunidade mais complexa (BRADSHAW, 2002).

Independente do porte da supressão da vegetação, nos biomas Mata Atlântica, Caatinga e Cerrado, a legislação da Bahia classifica a atividade como alto potencial poluidor (Anexo único- Decreto nº 18218/18).

A supressão da comunidade vegetal leva à perda de importantes serviços ambientais, como a regulação climática, o sequestro de carbono, o controle da erosão, a regulação do fluxo hídrico e a manutenção da paisagem e da biodiversidade (BEGON et al., 2008). A conversão da comunidade vegetal em outros usos do solo e a fragmentação de habitats naturais são os principais responsáveis pela perda de biodiversidade e degradação ambiental no Brasil, pois compromete as interações ecológicas essenciais e a resiliência dos ecossistemas (METZGER, 1999; LUSTIG et al., 2015; BUSTAMANTE et al., 2019).

As áreas de habitats naturais para a conservação podem ser comprometidas de acordo com o manejo desenvolvido na matriz circundante (DIDHAM et al., 2015). Assim, efeitos negativos sobre processos do solo em áreas de borda poderão estar presentes ao longo do tempo, estendendo-se para o interior dos fragmentos, tornando-se potencialmente irreversíveis (DUPOUEY et al., 2002). Em estudo de fragmentação no município de Prado-Bahia, Orlandi e Santos (2022) identificaram que 87,46% da área total dos fragmentos muito pequenos está sob o efeito de borda. Nesse cenário, diferentes microambientes são criados na borda e no interior dos fragmentos florestais, gerando uma transição abrupta entre o ambiente interno e externo, o que reduz a área de habitat disponível (FERRAZ, 2011). O aumento da densidade de bordas nos menores fragmentos da paisagem implica em maior degradação desses ambientes, devido às influências negativas da matriz circundante, como a invasão de espécies exóticas, variações de temperatura e umidade, entre outros fatores. Esses resultados indicam que fragmentos menores são mais suscetíveis aos efeitos da matriz, o que, com o tempo, compromete a qualidade estrutural desses ecossistemas. Além disso, matrizes abertas podem ser afetadas pela presença de rebanhos de animais, que causam danos aos processos sucessionais das plantas jovens por predação e pisoteio (MACHADO et al., 2008).

O estudo de Orlandi e Santos (2022) também demonstrou que os maiores fragmentos estão mais distanciados estruturalmente na paisagem, o que pode trazer consequências negativas para as populações ao reduzir o fluxo gênico entre elas (FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007). Essa fragmentação e isolamento dos

hábitats afetam especialmente as espécies de fauna dispersora, comprometendo suas interações com as plantas e, assim, ameaçando a sobrevivência da flora local (OZINGA, 2004; JORDANO et al., 2006).

Além do efeito da perda e a fragmentação de habitat na composição, dinâmica e persistência de populações e comunidades animais, de acordo com Delciellos e colaboradores (2018) é esperado que esses efeitos impactem a condição individual dos vertebrados, uma vez que a perda e fragmentação de habitat alteram a qualidade do habitat, afetando a disponibilidade de recursos e os regimes de perturbação. Isto é, a supressão de vegetação causa impactos negativos à biodiversidade, mesmo que não atinja aos indivíduos ameaçados e protegidos, podendo levar outras espécies à extinção.

Por fim, a lógica de supressão da vegetação da comunidade vegetal com a permanência de árvores isoladas parece não ser suficiente para a conservação da biodiversidade, sendo necessária uma abordagem mais holística para evitar o risco de extinção de outras espécies. Embora árvores isoladas sejam adições ou complementos úteis à conservação de habitats naturais, elas não substituem a vegetação original. Esses indivíduos, por si só, não são unidades ecológicas completas e não conseguem fornecer a gama completa de habitats ou serviços proporcionados pelo habitat original. Consequentemente, os organismos que dependem dessas árvores provavelmente também dependem, até certo ponto, de habitats remanescentes próximos (HARVEY et al., 2004).

A manutenção de grandes manchas florestais é essencial para complementar as funções fornecidas por árvores isoladas em paisagens modificadas, como, por exemplo, o suporte a espécies frugívoras, que desempenham um papel crucial como dispersoras de sementes (DE CARVALHO et al., 2020). Para que não haja perda de espécies e alterações da estrutura florestal em florestas tropicais, é imprescindível que a cobertura florestal esteja representada minimamente entre 30 a 50% (BIRCOL et al., 2018). Portanto, os esforços de proteção de algumas espécies enquanto o colapso de extinção de espécies, pelo ritmo de desmatamento atual precisam ser reconsiderados.

2.2 IMPLICAÇÕES ECOLÓGICAS DO PLANTIO COMPENSATÓRIO EM UMA PROPORÇÃO DE 15 MUDAS PARA CADA ÁRVORE CORTADA

À medida que a supressão da vegetação em áreas com espécies ameaçadas é autorizada, ocorre uma redução na densidade populacional, perpetuando o estado de vulnerabilidade dessas espécies e, em alguns casos, acelerando o processo de extirpação populacional.

O plantio compensatório, regulamentado pelo INEMA, possui relação conceitual ao princípio "*No net loss*" (nenhuma perda líquida), que busca garantir que não haja perda líquida de biodiversidade ou função ecológica após a supressão de vegetação. O objetivo é equilibrar a remoção de vegetação com o replantio de mudas, de modo a conservar a espécie. Como descrito por Daudt (2012) o princípio do "*No net loss*" visa garantir que haja uma plena compensação de tudo que não se consiga prevenir ou mitigar por força do ato administrativo autorizativo ambiental, objetivando uma taxa zero de perda líquida de biodiversidade no contexto de desenvolvimento de projetos. Porém, a lógica da substituição de habitats por áreas de plantio de espécies não é ecológica e passa a falsa sensação de que a supressão legalizada é totalmente benéfica. Além disso, há um equívoco na adoção de medidas centradas em espécies e não no habitat das espécies, com a melhoria e o aumento destes habitats.

Embora seja uma medida regulamentada e bastante utilizada pelo corpo técnico do INEMA, o plantio compensatório na proporção de 1:15, definida de forma taxativa no Artigo 30-A do Decreto 15.180/14, e, por consequência, expressa nos condicionantes das autorizações e licenças concedidas pelo INEMA, acaba por restringir-se a uma única medida compensatória, desconsiderando múltiplos desafios, tanto em termos ecológicos quanto práticos.

2.2.1 LIMITAÇÕES ECOLÓGICAS

a) Perda imediata de funções ecológicas de indivíduos adultos: A quantificação dos indivíduos a serem compensados, extrapolada para a área total de supressão, baseia-se na amostragem de indivíduos adultos e na posterior autorização para seu corte. Desse modo, a substituição de árvores adultas por mudas (correspondentes às plântulas, no ecossistema natural) desconsidera fatores importantes, como a função ecológica dos indivíduos maduros na

comunidade, a exemplo de fornecimento de habitat e alimentação para fauna, sequestro de carbono, regulação do microclima e manutenção do ciclo hidrológico. Nesse sentido, o plantio de mudas não compensa diretamente a perda de indivíduos maduros e suas funções ecológicas, pois o tempo necessário para que as mudas se tornem ecologicamente equivalentes aos indivíduos suprimidos é longo. Além disso, uma redução na disponibilidade de recursos oferecidos pelos indivíduos adultos pode afetar populações das espécies de fauna antes que os recursos fornecidos pela compensação de habitat sejam capazes de compensar o habitat perdido (MARON et al., 2010). Por outro lado, as florestas nativas, geralmente, caracterizam-se por apresentar distribuição diamétrica decrescente, em forma de 'J-invertido', ou seja, maior quantidade de indivíduos nas classes de tamanhos menores e isso vai diminuindo com o aumento das classes. No caso da manutenção de indivíduos adultos, altera-se completamente o padrão de distribuição que é característico das florestas tropicais.

b) Proporção generalizada - sem base científica, capacidade de suporte e competição: A proporção de compensação regulamentada na Bahia tende a ser generalizada, aplicando-se uniformemente a todas as categorias de espécies ameaçadas e protegidas, sem considerar as diferenças na abundância das espécies. Isso significa que espécies abundantes e menos ameaçadas podem ser compensadas da mesma forma que espécies raras e criticamente ameaçadas, o que não é ecologicamente apropriado. Em comparação, alguns estados, como Goiás e Minas Gerais, adotam uma abordagem diferenciada, ajustando a proporção de plantio compensatório conforme a categoria de ameaça das espécies. No estado de Goiás, a quantidade de mudas varia de acordo com o nível de proteção: são exigidas cinco mudas para espécies protegidas ou endêmicas, sete mudas para aquelas em perigo ou vulneráveis, e nove mudas para espécies imunes ao corte ou criticamente ameaçadas (Lei nº 21.231, de 10 de janeiro de 2022). Já em Minas Gerais, a categorização é ainda mais específica: dez mudas por exemplar autorizado para espécies na categoria Vulnerável (VU) ou para aquelas protegidas sem norma definida; vinte mudas para espécies em perigo (EN); e vinte e cinco mudas para espécies em perigo crítico (CR) (Resolução conjunta SEMAD/IEF nº 3.102, de 26 de outubro de 2021). Essa variação nas proporções reflete uma abordagem mais equilibrada, ajustando as medidas de

compensação de acordo com a vulnerabilidade de cada espécie e garantindo uma resposta mais adequada à necessidade de conservação de espécies ameaçadas. Porém, novamente, se trata de uma tentativa equivocada de compensar dano em um ecossistema em cima de um conjunto de espécies.

É possível interpretar que a proporção de plantio compensatório em 15:1 não foi definida em consideração à capacidade reprodutiva natural das espécies e a variabilidade genética necessária para a formação de populações saudáveis. Algumas espécies produzem muitas sementes, como as r-estrategistas, enquanto outras são mais limitadas, como as k-estrategistas (PIÑA-RODRIGUES; FREIRE, 2007). Ademais, a velocidade de expansão populacional de uma espécie é assim determinada pelo grupo sucessional a que pertence e pelos processos demográficos particulares da espécie. Por exemplo, enquanto espécies iniciais da sucessão tendem a ser precoces, frutificando meses após seu estabelecimento, as secundárias iniciais, em geral, só o farão após alguns anos, e as espécies clímaxes, após algumas décadas.

Para exemplificar a capacidade produtiva das espécies nativas, um estudo de chuva de sementes (deposição em um dado local) em uma Floresta Estacional Semidecidual revelou que, em um metro quadrado, ao longo de um ano, o número de sementes depositadas podia variar de 82 a 3.005 e o número de espécies, de 6 a 30 (GANDOLFI, 2000). O número médio de plântulas observado em florestas tropicais úmidas ou sazonais comumente varia entre 8 e 12 plântulas por metro quadrado (80.000 a 120.000 plântulas por hectare), podendo chegar eventualmente a 16 a 22 plântulas por metro quadrado (160.000 a até 220.000 plântulas por hectare) (BRANCALION et al., 2015).

Quanto ao excesso de indivíduos compensados (1:15) em relação à abundância originalmente existente na área, isso poderia afetar a dinâmica ecológica e a capacidade de suporte do ambiente receptor do plantio compensatório, seja ele um ecossistema natural, semi-natural ou degradado. Frequentemente, áreas naturais como a Reserva Legal ou Áreas de Preservação Permanente (APP) do imóvel, são designadas para receber o plantio compensatório de enriquecimento. A capacidade de suporte refere-se à quantidade máxima de organismos (neste caso, plantas) que um ambiente pode sustentar sem sofrer degradação (RICKLEFS, 1993). Considerando que populações animais acompanham determinados padrões ambientais caracterizados pela integração de

fatores como vegetação, é possível que a longo prazo, a introdução de plantas possa alterar a disponibilidade de alimentos e habitats, influenciando a fauna local, podendo causar um desequilíbrio. A distribuição espacial, abundância e densidade de animais são parâmetros fixos, mas desconhecidos dentro de uma área e tempo definidos. O número e a distribuição espacial de animais são fixos somente durante um curto espaço de tempo, uma vez que fatores como natalidade, mortalidade, imigração e emigração resultam em um sistema permanentemente mutável, com capacidade de suporte variável em um curto espaço de tempo, de acordo com a disponibilidade de alimentos, cobertura vegetal, água e outros fatores ambientais que variam sazonalmente em anos sucessivos (SEBER, 1982; MESA, 2008). A capacidade de suporte de uma determinada população em um determinado habitat reflete uma relação direta entre o número viável de indivíduos para os recursos naturais disponíveis. Do ponto de vista dos empreendedores, estudos de capacidade de suporte são extremamente complexos e limitados, com aplicabilidade mais teórica do que prática. Trata-se de um procedimento complexo, que varia de espécie para espécie e requer profundo conhecimento da biologia da espécie a ser translocada, além de aspectos como tamanho das populações já residentes, disponibilidade de alimento e de áreas para abrigo e procriação. Quando viáveis estes estudos retratam, na melhor das hipóteses, apenas “um momento” das relações tróficas da comunidade biótica local, baseado em uma amostragem pontual das respectivas populações das espécies, não sendo possível avaliar as flutuações populacionais naturais da mesma e, portanto, inferir de forma mais próxima a realidade, a capacidade de suporte da área pretendida (ELETROBRÁS, 1999). Em PROJETO BÁSICO AMBIENTAL (2014) de uma Usina Hidrelétrica licenciada pelo IBAMA como alternativa à determinação da capacidade de suporte, sugeriu-se a escolha de um maior número possível de áreas potenciais para soltura, como uma maneira de reduzir os possíveis efeitos negativos resultantes do adensamento excessivo da fauna. O que pode ser extrapolado para exemplos da flora.

Nos ambientes naturais a densidade e distribuição das árvores são reguladas por fatores ecológicos. O plantio compensatório em áreas restritas, e em casos de muitos indivíduos, na proporção de 1:15, pode resultar em competição excessiva, impactando o crescimento das novas árvores pelo excesso de indivíduos compensados em relação à abundância existente na área, ocasionando

um desequilíbrio ambiental. Segundo Ferreira (2022) o plantio só faz sentido onde não exista uma população estabelecida com boa quantidade de indivíduos, pois em locais onde já há diversos indivíduos juvenis, a introdução de novos indivíduos pode até mesmo representar um impacto do ponto de vista da variabilidade genética e da adaptabilidade da população ao local específico. Por exemplo, na grande maioria das áreas de Floresta Ombrófila Densa de encosta com sub-bosque, quase sempre são encontrados uma grande quantidade de indivíduos juvenis de *Euterpe edulis* Mart., espécie ameaçada de extinção, já que a ameaça desta espécie paira apenas sobre os adultos. Diante de tais populações naturais, introduzir novos indivíduos tende a ser inefetivo, ou mesmo causar problemas de deriva genética, devido a introdução de genes adaptados a condições de outros locais (possivelmente distantes e bem distintos), que serão inseridos na população e diminuirão sua adaptabilidade às condições locais (FERREIRA, 2022).

c) Baixa diversidade e divergência ao conceito e paradigmas da ecologia florestal e restauração ecológica:

A capacidade produtiva das espécies (não considerada na proporção de 1:15) também está relacionada à biologia e a interação com os polinizadores e dispersores. Em florestas tropicais preservadas, muitas espécies são monoicas, com flores masculinas e femininas no mesmo indivíduo, e, embora as espécies hermafroditas sejam comuns, a alogamia predomina como o principal sistema reprodutivo, principalmente devido à presença de mecanismos de autoincompatibilidade que impedem a autofecundação e favorecem a troca genética entre indivíduos, garantindo maior variabilidade genética. Nesses ambientes, quando a polinização e fertilização são bem-sucedidas, observa-se uma produção anual abundante de frutos e sementes, que serve tanto para a regeneração vegetal quanto para a alimentação da fauna local. Como os polinizadores animais são essenciais para a reprodução dessas plantas, garantindo a produção de frutos e sementes, é crucial que, nos projetos de plantio compensatório, seja assegurada a presença constante dessa fauna, por meio de aumento da diversidade vegetal como atrativo destes animais.

No mesmo sentido, estima-se que a zoocoria seja a síndrome de dispersão de sementes da maioria das espécies da Mata Atlântica (ALMEIDA-NETO, 2008) e por isso, a abundância, a riqueza e a diversidade de comportamento de animais

dispersores de sementes presentes em uma floresta natural ou em restauração terão grande influência no enriquecimento e na dinâmica dessa comunidade, sendo essenciais para sua sustentabilidade ecológica. A dispersão de sementes vinda de florestas vizinhas para a área em restauração será fundamental para criar localmente populações, mas, com o tempo, a dispersão das sementes produzidas pelos indivíduos estabelecidos na própria área será também importante para a perpetuação da comunidade.

Esse conhecimento é válido para o planejamento de um plantio compensatório, que deve ter atenção à oferta de alimentos para a fauna durante todo o processo de restauração, pois, gradualmente, o habitat local será recuperado, a comunidade vegetal reconstruída e, assim, fornecerá os abrigos e alimentos necessários para a fauna, que se espera que recolonize a área a partir da paisagem do entorno. Isso significa que um plantio compensatório com uma única espécie ou com baixa diversidade não é capaz de oferecer aos polinizadores e dispersores uma constante oferta de alimentos durante todo o ano, e estes não terão condições de manter populações permanentes no local, afetando tanto a polinização quanto a dispersão interna e o aporte externo de sementes.

O número de árvores passíveis de compensação é frequentemente obtido com base em estimativas do inventário florestal, e não a partir de um censo populacional completo, levantamento geralmente evitado devido ao seu alto custo e dificuldade de execução. No entanto, essa abordagem pode levar a uma subestimação ou superestimação da densidade de plantio necessária para compensar efetivamente a perda de árvores. O número de mudas a serem plantadas em compensação pode ser excessivo, por exemplo, mais de 300 mil exemplares, às vezes de uma única espécie plantadas em uma única área. Neste ponto, é importante ter atenção ao perigo de usar apenas uma espécie única em um programa que visa a sua conservação, esquecendo o papel da interação das espécies na organização e manutenção da comunidade no espaço e no tempo (FAGUNDES et al., 2005). Quanto menor o número de espécies, maior o risco de o ecossistema não apresentar funcionamento satisfatório (WRIGHT et al., 2009). O uso de uma única espécie em plantios foi uma prática empregada entre as décadas de 1970 e 1980, após a criação do Código Florestal de 1965, quando buscava-se somente a reconstrução de uma fisionomia florestal, com objetivo de proteção. Por exemplo, como decorrência da visão de foco na proteção do solo e da água, sem

considerar o papel das florestas recuperadas para a biodiversidade, foram implantados mais de cinco mil hectares de plantios puros de leucena (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit) no entorno do reservatório Itaipu, no Paraná (BRANCALION et al., 2015). Esses plantios não incorporavam os conceitos e paradigmas da Ecologia Florestal.

Ademais, o uso de baixa diversidade, torna a restauração muito vulnerável às mudanças atuais ou futuras da área degradada e vai de encontro à questão da restauração da criação de um sistema biodiverso e sustentável. Múltiplas espécies fornecem múltiplas contribuições, na cobertura da área, na melhoria do solo, na atração de polinizadores, de dispersores etc. (GANDOLFI; RODRIGUES, 2013). Por exemplo, a espécie *Cedrela fissilis* Vell. deve ser plantada sempre respeitando alguma distância entre os indivíduos e evitando agrupamentos homogêneos, a fim de evitar ataques da broca-do-cedro (GRINGS; BRACK, 2011, CARVALHO, 2003).

Uma preocupação ao uso de uma ou poucas espécies no plantio, de 20-30, diz respeito à dificuldade de atingir o objetivo final da restauração, que é restaurar processos que levam à construção e manutenção de uma floresta tropical madura, biodiversa e perpetuada no tempo. A manutenção da dinâmica florestal da restauração é influenciada pela biologia das espécies a serem usadas no plantio ou naturalmente regenerantes na área, a adaptabilidade, ao ambiente, a fenologia, as interações com a fauna, ao seu papel na sucessão (grupos funcionais ou ecológicos), etc. Os processos que regem o ciclo de vida de uma planta são a polinização, a fecundação, a dispersão e a germinação de sementes e o estabelecimento de plântulas. Dependendo de como os processos reprodutivos ocorrem, determinam-se a maior ou menor variabilidade genética das espécies que estão se reproduzindo (BRANCALION et al., 2015). As condições ambientais, como solo, disponibilidade de água, luz, funcionalidade da fauna e competição com outras plantas, influenciam diretamente a taxa de sucesso das espécies (PIÑA-RODRIGUES; FREIRE, 2007).

Na restauração florestal, os processos ecológicos são necessários e deverão igualmente ser restabelecidos durante a gradual reconstrução da comunidade local. Em síntese, as sementes dispersas ou semeadas terão que germinar e dar origem a plântulas, ao passo que parte das sementes dispersas irá morrer. As plântulas, após emergirem, ou após serem implantadas, devem conseguir se estabelecer, mas nem todas as plântulas se estabelecem e mesmo as

estabelecidas podem não alcançar a condição de juvenis, em decorrência da alta mortalidade típica das fases iniciais de regeneração. Chama-se então de recrutamento o número de indivíduos que consegue passar de uma fase do ciclo de vida para outra em um dado intervalo de tempo (BRANCALION et al., 2015).

Pode-se considerar que um dos papéis mais importantes do restaurador é o de favorecer o recrutamento das espécies de interesse para a reconstrução da comunidade florestal, auxiliando para que a maioria dos indivíduos das diferentes espécies da floresta em restauração seja recrutada nas diferentes fases do ciclo de vida e consiga formar populações permanentes na área. Novamente, para serem recrutados, os indivíduos de uma dada espécie têm que sobreviver, crescer e se desenvolver, podendo então passar pelas fases de jovem ou juvenil, depois de adulto jovem e mais tarde de adulto reprodutivo. Todavia, essa população só será efetiva quando esses indivíduos crescerem, atingirem idade reprodutiva, florescerem, forem polinizados, frutificarem e tiverem suas sementes dispersas. Portanto, não basta alcançar o período reprodutivo e florescer, pois, como grande parte das espécies florestais são alógamas, será preciso dispor também de polinizadores efetivos para obter produção de frutos e dispersão de sementes, o que pode atrasar esse processo (BRANCALION et al., 2015).

Conhecer o histórico de degradação e verificar o isolamento na área a ser restaurada, se fragmentada e com forte limitação de dispersão, além da biologia da espécie é fundamental para atingir o objetivo da restauração. Por exemplo, dentro dos fragmentos florestais ocorre a gradativa colonização do ambiente por espécies mais longevas da sucessão florestal (secundárias tardias e clímaces), em um plantio compensatório que utilize somente espécie(s) pioneira(s), esse fluxo pode não ocorrer, isto é, a reconstrução do dossel florestal, após a senescência das pioneiras fica comprometida e o projeto pode estagnar ou retroceder (BRANCALION et al., 2015). Em projetos de restauração ecológica, com o passar do tempo, os plantios vão se tornando cada vez mais complexos em sua estrutura, havendo cada vez mais diversidade de nichos ecológicos e interações interespecíficas que promoverão maior diversidade, em semelhança à floresta tropical (MELO et al., 2020).

Conhecer o grupo ecológico da espécie-alvo, se pioneira, secundária ou clímace da sucessão florestal, é necessário para planejar ações perpetuadas no tempo, a serem apresentadas no projeto de Plantio Compensatório. Por meio

desse conhecimento é possível prever a necessidade de um plantio de diversidade funcional que modificaria o ambiente em termos de luz, umidade e temperatura, com espécies pioneiras e criaria condições mais adequadas para o desenvolvimento das espécies das fases mais finais da sucessão, secundárias e clímaxes. Para exemplificar a inviabilidade do plantio com foco único no atendimento da medida compensatória, cita-se a espécie ameaçada palmito-jussara (*Euterpe edulis* Mart.), cujo plantio a pleno sol, uma clímax e esciófila que não tolera insolação direta quando jovem, necessitando de sombreamento temporário de intensidade média. Dessa forma, para resultados positivos, o projeto deveria prever o uso da espécie para plantio de enriquecimento em vegetação secundária, podendo o sombreamento ser definitivo ou temporário (CARVALHO, 2003).

Infelizmente, ainda não se dispõe de conhecimento adequado e suficiente sobre a biologia de muitas espécies nativas regionais, principalmente sobre aspectos fisiológicos, fenológicos e reprodutivos, incluindo tipo e características de polinizadores e dispersores efetivos, a distância de voo desses polinizadores, o papel dessas espécies na dinâmica florestal e outros, que garantam a perpetuação das espécies na área restaurada (BRANCALION et al., 2015).

Nesse sentido, na incerteza sobre quais espécies chegarão naturalmente à área por dispersão dos fragmentos remanescentes, é recomendado plantar o maior número possível de espécies, de 80 a 90, como forma de aumentar as chances de obter uma floresta biodiversa e perpetuável. Dessa forma, uma atividade importante para consulta do corpo técnico do INEMA é a inclusão às listas de espécies ameaçadas e protegidas, da identificação e caracterização de informações biológicas e ecológicas das espécies para agrupá-las em grupos funcionais - tais como tipo de dispersão, tolerância à luz, à seca, fixadoras de nitrogênio, se de recobrimento ou diversidade, etc - na dinâmica de ecossistemas naturais e em restauração, para que o conhecimento acumulado sobre as espécies esteja rapidamente disponível para os proponentes e analistas, para projetos de plantio compensatório mais efetivos e específicos.

d) Limitações práticas - áreas, propágulos, monitoramento e fiscalização: Segundo CPI (2024) ações de plantio são dificultadas pela falta de conhecimento técnico sobre restauração florestal, elevado custo financeiro e

questões fundiárias. Além disso, há questões técnicas sobre as áreas de plantio que envolvem características ecológicas e geográficas adequadas para as espécies. A compatibilidade ambiental entre o sítio receptor e a área de origem das plantas é crucial e inclui fatores como tipo de solo (textura, pH, fertilidade), regime hídrico, topografia, luminosidade e clima, para aumentar a taxa de sobrevivência das espécies introduzidas. Silcock et al. (2019) destacam que a escolha correta do propágulo, a seleção apropriada do habitat ou microssítio, manutenção de longo prazo, monitoramento, controle de espécies invasoras e comprometimento com o projeto são fundamentais para o sucesso em projetos que envolvem translocações de plântulas. Além disso, fatores como clima favorável (boas chuvas após o plantio), proteção contra pastoreio/pisoteio, técnicas adequadas de irrigação, capina e plantio são essenciais. O local deve ser protegido de atividades futuras que possam comprometer o resgate, incluindo construção, poluição ou degradação ambiental.

A destinação de áreas degradadas aptas ao plantio compensatório e seu monitoramento é um grande desafio (FERREIRA, 2022) e envolve questões burocráticas, no que tange à aquisição de terras, que podem envolver desmembramento e georreferenciamento, e de gestão da propriedade, como a limitação de usos futuros da área. Existem dificuldades na aquisição de áreas destinadas à compensação ambiental, mesmo dentro de Unidades de Conservação - UCs geridas pelo estado da Bahia. Há necessidade de esforço para melhorias deste processo pela Diretoria de Sustentabilidade e Conservação – DISUC, pois perde-se oportunidade de regularização fundiária e restauração dentro dessas áreas por todo empreendimento autorizado no estado da Bahia.

Ao executar-se o plantio compensatório das espécies ameaçadas e protegidas, fora de UCs as áreas implantadas não são vinculadas a um caráter perpétuo, – ou seja, ainda que haja um esforço para o plantio e manutenção dos indivíduos, a área alvo do plantio poderá ser convertida em alguma atividade, visto que poderá se tratar de uma área passível de nova supressão de vegetação. Tais áreas chegam a ser monitoradas pela consultoria ambiental ligada ao requerente por prazo definido nas condicionantes, mas em geral, por curto período. A fiscalização dos plantios pelo órgão ambiental é quase inexistente, devido à alta demanda por este serviço em outras esferas dos problemas ambientais. Nesse sentido, a melhoria na transparência dos dados se faz necessária, como a

disponibilização de uma camada no SIGWEB do Instituto com as áreas de plantio compensatório ou ainda o esforço coletivo para criação de um banco de dados com áreas aptas a receber plantio de árvores auxiliares na realização deles, devido à dificuldade de encontrá-las. Além disso, é importante que o devedor só se libere da obrigação quando comprovar o resultado do plantio, pelas ações de monitoramento, ou seja, esse acompanhamento é fundamental constar no plano de compensação. Portanto, é preciso que o estado tenha termo de referência para a elaboração dos projetos.

É importante que a futura floresta tenha a maior variabilidade genética possível quando o objetivo é recuperar ou restaurar áreas degradadas, portanto uma seleção aleatória (amostragem) das árvores matrizes, em regiões com as mesmas características daquela onde vai ser feito o plantio é o procedimento mais recomendado. Por outro lado, no caso de espécies ameaçadas de extinção, deve-se colher frutos e sementes de todas as árvores encontradas, independente de suas características (SENA; GARIGLIO, 2008). No que tange à qualidade genética das mudas a serem introduzidas, é preciso considerar os locais de origem das sementes (que devem ser próximos e o mais ecologicamente semelhantes possível do local de plantio), e a quantidade de matrizes (para que haja variabilidade genética).

A dificuldade na obtenção de uma enorme quantidade de mudas também tende a ser um fator negativo em relação ao plantio compensatório. Ferreira (2022) disserta que a origem e qualidade genética das mudas a serem plantadas pode impactar negativamente a população preexistente, uma vez que introduzir novos indivíduos em populações naturais pode acarretar deriva genética, devido à introdução de genes indesejados – podendo levar ao declínio populacional. Portanto, o esforço coletivo para indicação de áreas propícias para coleta de sementes poderia maximizar o potencial das novas populações a serem fundadas. No entanto, esse tipo de trabalho é de longo prazo, envolvendo capacitação de pessoal, tanto de viveiristas quanto de agentes do Estado e criação de uma regulamentação para a produção de mudas de espécies florestais nativas (BITTENCOURT, 2012). Como exemplo de sucesso, o Inventário Florístico-Florestal de Santa Catarina realizou estudo genético de treze espécies arbóreas ameaçadas de extinção em Santa Catarina. Quase todas as espécies apresentam populações com altos níveis de diversidade genética e tamanhos populacionais

apropriados para a estruturação de áreas de coleta de sementes, fatos que agregam valor aos fragmentos florestais e viabilizam fontes de propágulos de qualidade para ações de restauração, recomposição, ampliação da conectividade entre fragmentos ou plantios para uso de produtos florestais (MONTAGNA et al., 2018). Outro exemplo é o Programa de Conservação da Palmeira Juçara (FUNDAÇÃO FLORESTAL DE SÃO PAULO, 2021) que já demonstra preocupação com a qualidade genética das mudas, determinando em seu edital a coleta de sementes até 50 km das UCs que integram o programa, apresentando a lista dos municípios desejáveis.

3 OUTRAS MEDIDAS POSSÍVEIS DE COMPENSAÇÃO AMBIENTAL

Neste trabalho, recomenda-se que a proporção de plantio compensatório seja ajustada de acordo com a categoria de ameaça e a ecologia da espécie afetada, similar ao que é feito em estados como Goiás e Minas Gerais. Espécies criticamente ameaçadas ou raras devem ter uma proporção maior de compensação, enquanto espécies mais abundantes podem ter uma proporção menor.

O plantio compensatório deve incluir uma maior diversidade de espécies, com base nos grupos funcionais e ecológicos, para assegurar que as interações ecológicas naturais, como polinização e dispersão de sementes, sejam restauradas. O uso de múltiplas espécies garante maior resiliência ecológica, proteção contra doenças e adaptação às condições ambientais locais.

Devem ser estabelecidas metodologias de monitoramento e avaliação do plantio compensatório. A exemplo de materiais de referência estão o Protocolo de Monitoramento do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (2013), SOUSA; VIEIRA (2017), MOURA et al., (2019) e o Protocolo de Monitoramento da Restauração da Mata Atlântica e da Amazônia via Sensoriamento Remoto (2024). O técnico analista do INEMA pode indicar a metodologia mais adequada ao projeto apresentado. O prazo de monitoramento deve ser avaliado, e a fiscalização deve ser mais rigorosa para garantir que as mudas plantadas se estabeleçam e cumpram sua função ecológica a longo prazo. Ferramentas tecnológicas, como sistemas de monitoramento via satélite, podem ser usadas para acompanhar o progresso das áreas restauradas.

As áreas destinadas ao plantio compensatório devem ser selecionadas com base em critérios ecológicos, como tipo de solo, regime hídrico, e presença de polinizadores e dispersores de sementes. Evitar áreas já densamente povoadas por espécies juvenis para não causar sobrecarga ecológica e garantir a adaptação das novas mudas ao ambiente. Uma implementação inovadora poderia promover a restauração de áreas prioritárias para a conservação e segurança hídrica e climática da região.

Deve-se priorizar a coleta de sementes de árvores matrizes localizadas nas proximidades do local de plantio, até 50 km, garantindo uma maior variabilidade

genética. Isso reduz o risco de introduzir genes que possam impactar negativamente as populações locais.

Firmar parcerias com instituições de pesquisa sobre as espécies nativas e ameaçadas, para conhecer melhor sua biologia, fenologia e interações ecológicas, auxiliando na criação de bancos de dados que possam apoiar o plantio de espécies de forma mais eficaz e sustentável.

A criação de corredores de dispersão que conectam fragmentos de floresta pode aumentar as chances de sucesso do plantio compensatório, ao facilitar a recolonização da fauna e a dispersão de sementes, promovendo uma restauração ecológica mais eficaz.

A Instrução Normativa IBAMA nº 6, de 07 de abril de 2009 é a norma federal que estabelece diretrizes sobre a compensação ambiental, incluindo o resgate de germoplasma vegetal em áreas com espécies ameaçadas. Ela define que, em casos de supressão de vegetação onde há espécies ameaçadas de extinção (incluindo aquelas listadas na CITES), deve ser implementado um Programa de Salvamento de Germoplasma Vegetal. Esse programa precisa ser apresentado antes da supressão e deve conter um plano de destinação das sementes e mudas, as espécies-alvo, além de uma metodologia detalhada para o resgate, coleta e plantio dos propágulos. O objetivo é assegurar que espécies ameaçadas possam ser protegidas e que suas populações sejam recuperadas ou mantidas em locais apropriados, garantindo a continuidade genética e ecológica. A Portaria FATMA nº 309 de 2015, incidente no Estado de Santa Catarina, regulamenta a compensação pela supressão de espécies ameaçadas de extinção. Além do plantio, a Portaria estabelece outras medidas mitigatórias, como: a) Coleta de sementes para compor banco de sementes da espécie a ser suprimida; b) Implementar viveiro de mudas a partir da coleta de sementes de indivíduos localizados na mesma região; c) Implementar banco de germoplasma; d) Realizar plantio das mudas em áreas propícias ao seu desenvolvimento; e) Incentivar e apoiar projetos de pesquisa para conservação das espécies ameaçadas em universidades e outras entidades de pesquisa; f) Realizar plantio em Unidades de Conservação na região de ocorrência da espécie, mediante avaliação e autorização do Gestor da Unidade de Conservação.

Essas normas são aqui indicadas como recomendações que visam criar uma política de plantio compensatório mais eficaz, que leve em conta as

necessidades ecológicas específicas de cada espécie e ecossistema, promovendo uma recuperação sustentável e biodiversa. Para o INEMA, recomenda-se a adoção de uma condicionante que exija a implementação de um Programa de resgate de germoplasma vegetal nos projetos de restauração florestal realizados no estado da Bahia. Esse programa deve ser inspirado nas diretrizes estabelecidas pela Instrução Normativa IBAMA nº 6/2009, que já regulamenta o resgate de germoplasma em áreas onde há supressão de vegetação com espécies ameaçadas de extinção.

- **SUGESTÃO DE CONDICIONANTE ADICIONAL:**

Programa de Resgate de Germoplasma Vegetal: Todos os empreendimentos sujeitos à supressão de vegetação que envolvam espécies listadas como ameaçadas de extinção deverão implementar um Programa de Resgate de Germoplasma Vegetal, com as seguintes diretrizes:

1. Levantamento Florístico Completo: Deve-se realizar um levantamento florístico detalhado das espécies presentes na área de intervenção, com ênfase em espécies ameaçadas ou protegidas por normas estaduais e federais.
2. Plano de Coleta e Destinação: O programa deverá incluir um plano de coleta de sementes, plântulas e mudas das espécies ameaçadas, detalhando as áreas de coleta, os métodos de coleta e o destino adequado para esses propágulos, priorizando o uso em projetos de restauração ecológica dentro do estado da Bahia.
3. Origem e Qualidade Genética: A coleta de sementes e mudas deverá ser feita de maneira a garantir a variabilidade genética, preferencialmente utilizando matrizes locais para maximizar a adaptabilidade e resiliência das novas populações.
4. Monitoramento e Relatórios Periódicos: O INEMA deverá exigir a apresentação de relatórios periódicos sobre o andamento do resgate, a taxa de sobrevivência das mudas transplantadas e o impacto ecológico positivo nos projetos de restauração em curso.
5. Integração com Programas de Restauração Florestal: Os propágulos coletados deverão ser direcionados prioritariamente para iniciativas de restauração em Áreas de Preservação Permanente (APP), Reservas Legais (RL) ou outras áreas degradadas definidas pelo órgão ambiental, garantindo a criação de florestas biodiversas e resilientes.

Essa condicionante asseguraria a continuidade genética e ecológica de espécies ameaçadas e ampliaria o sucesso das ações de restauração ecológica no estado da Bahia, seguindo modelos já bem-sucedidos aplicados a nível federal.

- **Regulamentação da Servidão Ambiental como medida compensatória:**

A atual prática de plantio compensatório, ao aplicar uma proporção fixa de mudas e desconsiderar aspectos ecológicos críticos como a diversidade genética, a função ecológica das espécies e o impacto na fauna, não assegura a conservação efetiva das espécies ameaçadas. Além disso, a ausência de um programa robusto de monitoramento e o uso de espécies limitadas ou não adaptadas ao ambiente degradado comprometem o sucesso a longo prazo dos projetos de restauração. Como resultado, o plantio compensatório, do modo como é executado hoje, acaba sendo insuficiente para garantir a preservação e a recuperação sustentável das espécies ameaçadas.

A conjugação de problemas ecológicos e práticos torna o plantio compensatório, na forma como é realizado atualmente, ineficaz na conservação das espécies ameaçadas. Do ponto de vista ecológico, a substituição de árvores adultas por mudas desconsidera as funções essenciais desempenhadas pelas árvores maduras no ecossistema, como o sequestro de carbono, a manutenção do ciclo hidrológico e o fornecimento de habitat. As mudas levam décadas para alcançar essas funções, criando uma lacuna que pode resultar na extinção de espécies que dependem dessas árvores para sobreviver. Além disso, a prática atual falha ao utilizar poucas espécies, comprometendo a biodiversidade e limitando interações ecológicas fundamentais como a polinização e a dispersão de sementes. Isso torna os plantios mais vulneráveis a pragas, doenças e mudanças climáticas.

No aspecto prático, a dificuldade na aquisição de áreas adequadas para o plantio, a burocracia para regularização fundiária e a limitação de terrenos propícios comprometem a escolha de locais apropriados para o desenvolvimento das espécies. Da mesma forma, a produção de mudas geneticamente adequadas enfrenta desafios significativos, como a necessidade de alta variabilidade genética e a dificuldade de obtenção de mudas apropriadas. A falta de planejamento e controle nesse aspecto pode resultar em introdução de mudas mal adaptadas, o

que prejudica o sucesso do plantio compensatório e a preservação da diversidade genética.

Portanto, a integração desses problemas ecológicos e práticos revela que o plantio compensatório, tal como é executado hoje, não garante a conservação das espécies ameaçadas, pois falha em restaurar as funções ecológicas necessárias, ao mesmo tempo em que enfrenta obstáculos práticos que comprometem a eficácia do processo. Para ser eficaz, é fundamental que se reformule a prática, incorporando uma abordagem mais diversificada ecologicamente e superando as barreiras práticas de aquisição de áreas e mudas. Deve também ficar claro que os objetivos da compensação devem se referir aos atributos ecológicos a serem recuperados e às metas a serem alcançadas por meio das ações propostas no projeto compensatório para fins de reparação por danos causados às espécies.

Algo que não pode se perder de vista é que nos casos em que não seja possível adotar medidas compensatórias e mitigadoras que assegurem a conservação das espécies - como, por exemplo, a possibilidade de realocação dos espécimes - a ausência de área para recepção da medida compensatória - alto custo de restauração -, o indeferimento da solicitação de autorização se faz pertinente, uma vez que não atende aos requisitos impostos pela legislação nacional e estadual.

A conservação de populações viáveis dentro de ecossistemas naturais é amplamente reconhecida como um requisito fundamental para manter a biodiversidade (CONVENÇÃO SOBRE DIVERSIDADE BIOLÓGICA, 2011). O benefício de uma ação de conservação é avaliado em relação ao objetivo declarado no início do planejamento, sendo medido como a diferença entre resultados entre o início e o fim da ação, quando tomada (IACONA et al., 2017). O resultado ou o ganho de biodiversidade resultante da realização de ações de conservação pode ser baseado em uma ampla gama de fatores, como medidas do ecossistema e resiliência, serviços ecossistêmicos, oportunidade e valores de existência, ou na maximização da recuperação de espécies ou persistência (IACONA et al., 2017).

A Lei Estadual nº 10.431/2006, no seu artigo 102, dispõe que o objetivo da medida de compensação adotada em razão do corte das espécies raras, endêmicas, ameaçadas e necessárias à subsistência, é assegurar a sua conservação. A mesma condição é exigida em normas protetivas de espécies que

possuem regulamentação própria e no código Florestal. Uma abordagem cada vez mais usada para lidar com o problema de remoção contínua de habitat autorizado para desenvolvimento e atividades agrícolas, mantendo o habitat da vida selvagem, é o uso de “habitat offsets”, também conhecidas como compensação de habitat ou banco de mitigação (TEN KATE; BISHOP; BAYON, 2004). As compensações de habitat significam que para cada unidade de vegetação removida, ações são necessárias em outro lugar para negar o impacto geral dessa remoção; ou seja, atingir um resultado de "nenhum impacto líquido" ou "nenhuma perda líquida" (TEN KATE; BISHOP; BAYON, 2004). Neste item serão apresentados argumentos que possam contribuir com a regulamentação de medidas compensatórias mais eficazes e promissoras para a conservação da biodiversidade da flora no Estado da Bahia.

No que tange ao cumprimento do objetivo de conservação das espécies ameaçadas e protegidas, verificou-se existir uma lacuna em relação à investigação científica dos benefícios das ações em prol de tais espécies, no âmbito do licenciamento ambiental da Bahia, mesmo que por meio de estudos de caso ou relatos de experiência. Nos anais do maior evento de restauração ecológica do país, que aconteceu no interior do estado, em 2024, foram encontrados resumos de atividades de plantio compensatório no Piauí (SILVA et al., 2024) e de resgate de plântulas em Minas Gerais (COSTA et al., 2024; COSTA et al., 2024; OLIVEIRA et al., 2024). Dessa forma, a publicação dos resultados pelos consultores ambientais ou analistas do INEMA, quando existirem casos de sucesso, precisam ser incentivadas, pois poderiam auxiliar na reprodução de esforços positivos.

A partir do estudo desta nota técnica, levantou-se a oportunidade de inovação pelo estado da Bahia, por meio do emprego de uma plataforma de gestão de áreas de plantio de compensação, tal como a iniciativa federal. Conforme Fonseca e colaboradores (2024), funcionários do IBAMA, a maior parte das ASVs não especifica a área do plantio compensatório, sendo essas áreas definidas em outros documentos (Plano Básico Ambiental, Plano de Gestão Ambiental ou Pareceres Técnicos), sendo necessária a sistematização e organização desses dados dentro do Licenciamento Ambiental Federal. Para isso, a esfera federal criou a Plataforma Recooperar, Instrução Normativa Ibama nº 9 de 25 de março de 2024, que visa a gestão das informações sobre áreas degradadas ou alteradas passíveis de recuperação ambiental acompanhadas pelo órgão, cujo site está em construção

e busca incluir em seu banco de dados informações sobre projetos de plantio compensatório e compensação ambiental.

O plantio compensatório é uma exigência do licenciamento ambiental e abrange áreas que sofreram degradação, desmatamento, ou foram embargadas por ocupação irregular. O Recooperar consolida dados provenientes de planos de recuperação de áreas degradadas (PRADs) e informações administrativas, como autos de infração, termos de embargo e licenças ambientais. A plataforma visa apoiar o desenvolvimento de projetos ambientais eficazes, facilitando o acompanhamento e gerenciamento dessas ações. O acesso público a essas informações é disponibilizado por meio de painéis dinâmicos na Plataforma de Análise e Monitoramento Geoespacial da Informação Ambiental (PAMGIA) do IBAMA (<https://pamgia.ibama.gov.br/home/?page=Recupera%C3%A7%C3%A3o-Ambiental>). A ferramenta também se alinha com políticas e acordos internacionais, como a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa, contribuindo para a restauração de áreas degradadas e a sustentabilidade ambiental no Brasil. Esta integração de dados, com foco na recuperação ambiental, tem como objetivo fortalecer a transparência e eficiência das ações de plantio compensatório e compensação ambiental no país.

De acordo com Iacona e colaboradores (2017) a ampliação de áreas vegetadas maximiza a biodiversidade nativa, pois leva à preservação do maior número de espécies. Em vez de nos preocuparmos com a destinação de recursos limitados para conservação de espécies, à medida que as espécies se encaminham para a extinção, deveríamos desenvolver abordagens baseadas nos ecossistemas para tratar a causa raiz do perigo das espécies (GERBER et al., 2018). É provável que seja menos dispendioso proteger os sistemas existentes e populações saudáveis de espécies do que recuperá-las, uma vez que os ecossistemas estão diminuindo e as populações sendo reduzidas a um baixo número de indivíduos (GARNETT et al., 2003).

Para investimento na recuperação de espécies ameaçadas, os objetivos da ação devem incluir a minimização do número de extinções, maximizando o número de espécies recuperadas, dessa forma, a alocação de recursos não tem a ver com salvar algumas espécies e deixar outras extinguir-se; trata-se de encontrar uma forma de ordenar melhor o trabalho para que o maior número possível de espécies seja recuperado, dados os recursos limitados disponíveis em cada momento

(GERBER et al., 2018). Dessa forma, à medida que pode gerar mais benefícios para as espécies ameaçadas de extinção e todo o ecossistema é o aumento de áreas com habitat natural preservado. A conservação de espécies sob risco de extinção com frequência envolve o estabelecimento de áreas protegidas (BEGON et al., 2008).

Se a estratégia de compensação fornece "proteção" de outro habitat já existente, sua eficácia depende do nível de ameaça ao habitat no local de compensação e do grau em que essa ameaça é amenizada pela forma de "proteção" fornecida. Se o habitat de compensação não estiver em alto risco de ser perdido (por exemplo, tem alguma forma de proteção legal existente), então tal abordagem pode equivaler a colocar um limite na supressão. Sob tal esquema, à medida que cada unidade de habitat é suprimida, outra é protegida como uma compensação, e assumindo que essa proteção é permanente, eventualmente todo habitat restante será protegido e não poderá ser suprimido. Evidentemente, no entanto, esta abordagem não pode ser considerada para não atingir nenhum impacto líquido na disponibilidade de habitat. No entanto, se os valores de habitat protegidos provavelmente serão perdidos ou degradados na ausência de proteção, uma compensação genuína (em oposição a nenhuma perda líquida) pode ser possível (GIBBONS; LINDENMAYER, 2007; GIBBONS et al., 2009). Assim, a eficácia das compensações de habitat por meio da proteção de outro habitat dependerá do risco de perda ou degradação do habitat compensado, e da proporção de habitat protegido em relação ao perdido (BROWN; LANT, 1999; QUIGLEY; HARPER, 2006; GIBBONS; LINDENMAYER, 2007). Sabe-se que a criação de áreas especialmente protegidas, entre elas as UCs, é considerada uma das melhores estratégias para a conservação *in situ* da biodiversidade, sendo incentivada pela Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), que traz no artigo 2º a seguinte definição: área protegida significa uma área definida geograficamente que é destinada, ou regulamentada, e administrada para alcançar objetivos específicos de conservação (OLIVEIRA, 2010).

Desta maneira, as medidas compensatórias para conservação de espécies ameaçadas devem ser direcionadas para áreas naturais. Entretanto, tendo em vista a situação fundiária, a dificuldade de gestão das Unidades de Conservação estaduais da Bahia, as prioridades governamentais e a praticidade de resolução do caso pelo órgão público, é mais recomendado que as medidas compensatórias

para a flora dos empreendimentos sejam direcionadas para a implementação de áreas protegidas em regime de servidão ambiental. Conforme o Artigo 9º-A da Lei 6.938 de 31 de agosto de 1981 o proprietário ou possuidor de imóvel, pessoa natural ou jurídica, pode, por instrumento público ou particular ou por termo administrativo firmado perante órgão integrante do Sisnama, limitar o uso de toda a sua propriedade ou de parte dela para preservar, conservar ou recuperar os recursos ambientais existentes, instituindo servidão ambiental. § 1º O instrumento ou termo de instituição da servidão ambiental deve incluir, no mínimo, os seguintes itens: I - memorial descritivo da área da servidão ambiental, contendo pelo menos um ponto de amarração georreferenciado; II - objeto da servidão ambiental; III - direitos e deveres do proprietário ou possuidor instituidor; IV - prazo durante o qual a área permanecerá como servidão ambiental. § 4º Devem ser objeto de averbação na matrícula do imóvel no registro de imóveis competente: I - o instrumento ou termo de instituição da servidão ambiental; II - o contrato de alienação, cessão ou transferência da servidão ambiental. § 5º Na hipótese de compensação de Reserva Legal, a servidão ambiental deve ser averbada na matrícula de todos os imóveis envolvidos. § 6º É vedada, durante o prazo de vigência da servidão ambiental, a alteração da destinação da área, nos casos de transmissão do imóvel a qualquer título, de desmembramento ou de retificação dos limites do imóvel.

Se considerarmos a ação do corte das espécies como predação humana, ao estabelecer áreas de proteção perpétua, estamos retirando ou minimizando esse fator, pois garantimos mais adequadamente que a área não será objeto de nova supressão. Ademais, considerando ser mais barato manter corredores ecológicos previamente existentes do que criar novos, uma possibilidade aos casos de pastagens onde o corte dos indivíduos não é requerido, seria aumentar a complexidade estrutural de habitats, por meio da manutenção da conectividade dentro de uma paisagem, concedendo-se a supressão da vegetação nativa em faixas, ao invés de deixar indivíduos isolados, impedindo-se o gado de adentrar na área.

É importante ressaltar a vantagem significativa da preservação com a instituição da servidão ambiental, não apenas das espécies ameaçadas e legalmente protegidas, mas também de outras espécies vegetais. Ao estabelecer uma área de proteção perpétua, a Servidão Ambiental garante a conservação de um ecossistema mais abrangente, promovendo a preservação da biodiversidade e

de seu equilíbrio ecológico. Enquanto o plantio de novos indivíduos é limitado em sua efetividade e pode levar anos para atingir um funcionamento ecológico semelhante ao da área suprimida, a servidão ambiental garante a proteção imediata do ecossistema existente. Através das restrições e limitações de uso impostas, a servidão ambiental impede a degradação e destruição da vegetação remanescente, mantendo sua integridade e funcionalidade. Ressalta-se que ela não se aplica às Áreas de Preservação Permanente e à Reserva Legal mínima exigida, mas a restrição ao uso ou à exploração da vegetação da área sob servidão ambiental deve ser, no mínimo, a mesma estabelecida para a Reserva Legal.

Ademais, a instituição da Servidão Ambiental em caráter perpétuo proporciona uma segurança jurídica maior em relação à proteção da área. Ela segue a lógica de substituir um bem danificado por outro equivalente, mediante destinação de preservação. Enquanto o plantio compensatório pode estar sujeito a fatores externos, como mudanças de propriedade ou uso alternativo do solo. A Servidão Ambiental é um instrumento legalmente estabelecido, registrado na matrícula do imóvel, e sua vigência é duradoura, assegurando a conservação a longo prazo. Em relação ao problema de substituição do habitat originário pelo plantio compensatório, a melhoria na qualidade do habitat existente pode ser realizada em um período menor do que a criação de novo habitat.

No entanto, para que essa abordagem seja eficaz na compensação da perda de habitat, deve haver alguma equivalência conhecida de qualidade e quantidade de habitat. Por exemplo, qual área de habitat de alta qualidade suporta o mesmo número de indivíduos que um hectare de habitat de baixa qualidade? O efeito de compensação será desprezível se os recursos fornecidos pela compensação não forem equivalentes aos recursos perdidos; por exemplo, se o habitat perdido foi usado para nidificação, mas a compensação de habitat compreende habitat de alimentação (MARON et al., 2010). A recuperação de área mediante plantio em área (ou densidade ou dominância) equivalente impede que ocorra uma redução da cobertura vegetal da espécie, guardando relação com o bem ambiental lesado. Os indivíduos suprimidos em um local significarão o mesmo número de indivíduos protegidos ou replantados em outros.

À instituição da servidão ambiental seria necessário ficar demonstrada equivalência ecológica entre o projeto compensatório e o impacto causado à espécie, por meio da supressão, exemplo: volumetria e densidade suprimida.

Pode-se utilizar como critério de equivalência à área, considerando-se o critério geográfico, ou seja, ser implementada no mesmo ecossistema e sempre o mais próximo possível do dano causado, à localização (bacia hidrográfica), considerar o critério da natureza do dano, ou seja, destinar área que garanta a conservação da espécie, funcionalmente equivalente, ou outro critério técnico cabível, ao invés de somente compensar os indivíduos perdidos, sem garantia de funcionamento ecológico.

Apesar do exposto, somado ao contexto de realidade do licenciamento ambiental, deve-se considerar algumas dificuldades técnicas de equivalência, amplamente discutidas pela ótica da ecologia da restauração. A composição, a estrutura e a dinâmica de cada vegetação são o resultado de uma história única, que não pode ser prevista ou mesmo descrita com base no que ocorreu no passado nem com base nas características iniciais da comunidade. Tampouco pelo que se observa nas vegetações que se situam no seu entorno imediato. Portanto, não pode ser replicada (BRANCALION et al., 2015).

Desde já, pode-se perceber que objetivar uma cópia da composição florística e da estrutura de uma dada floresta bem conservada e tentar replicá-la o mais idêntica possível em diferentes áreas degradadas, conforme feito no passado, pode não levar à efetiva restauração dessas áreas, pois mesmo fragmentos florestais maduros de um mesmo tipo de floresta tropical situados em diferentes locais não têm a mesma composição florística nem a mesma estrutura e muito provavelmente há particularidades na dinâmica, demonstrando que a metodologia de adotar uma floresta madura como modelo único para a restauração de várias áreas degradadas em uma mesma paisagem não garante o sucesso dessa iniciativa. Toda comunidade vegetal apresenta uma composição florística, que corresponde às populações de plantas presentes na sua área. Trechos distintos de uma extensa floresta ou diferentes fragmentos de um mesmo tipo de floresta não têm sempre as mesmas espécies de plantas, nem cada espécie tem sempre o mesmo número de indivíduos em cada um desses trechos, inclusive nas mesmas condições de maturidade (BRANCALION et al., 2015).

A estrutura e mesmo outros aspectos de uma vegetação são normalmente muito variáveis no espaço e no tempo. Não que seja impossível separar as vegetações em tipos distintos com base nas características das espécies nelas presentes, apenas nesse caso é preciso usar métodos de amostragem específicos

análises estatísticas complexas e estabelecer graus de semelhanças mínimas para que duas amostras com distinção florística e estrutural sejam consideradas como de um mesmo tipo. Portanto, se as proporções relativas de cada espécie fossem variadas em termos de tamanho de população, distribuição espacial e porte, seria possível, com a mesma composição florística, produzir uma comunidade muito diferente da anterior. Dá-se o nome de estrutura de comunidade a esse arranjo específico que as espécies apresentam na formação de uma dada comunidade, o qual envolve a densidade de cada população, o padrão espacial, a ocupação vertical de espaço de cada uma e outros aspectos que se pode descrever ou medir (BRANCALION et al., 2015).

A estrutura de uma comunidade em uma vegetação natural é resultado da história específica de como ela se formou e desenvolveu, incluindo a maior ou menor adaptação de cada espécie ao solo e clima locais, as interações de cada espécie com outras espécies, a sequência temporal de invasão de cada espécie na área, o histórico de distúrbios a que a área foi submetida, entre outros fatores. Muitos processos ecológicos ocorrem como a polinização, a dispersão e a germinação de sementes e o estabelecimento de plântulas. Adicionalmente, na restauração de uma floresta, esses e outros processos ecológicos são necessários e deverão igualmente ser restabelecidos durante a gradual reconstrução da comunidade local (BRANCALION et al., 2015).

Alguns estudos em ecossistemas brasileiros apontam que quando a vegetação se encontra em percentuais inferiores a 30% na paisagem há um declínio significativo das espécies presentes na comunidade biológica resultando na perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos (PARDINI et al., 2010; RIGUEIRA et al., 2013; ROCHA et al., 2022). Nesse sentido, idealmente, a decisão a ser tomada pelo requerente de ASV em áreas com espécies ameaçadas e protegidas ao INEMA, pode ser entre a compra de terras para instituir a servidão ambiental ou a manutenção de faixas de vegetação, de modo que a propriedade rural possua, no mínimo, 30% de vegetação nativa.

Os estados brasileiros que admitem a servidão ambiental como modalidade de compensação ambiental são Goiás, Rio Grande do Sul e Minas Gerais. Em Goiás, a prática é regulamentada pela Lei nº 21.231/2022, que detalha as medidas compensatórias para o corte de espécies ameaçadas, protegidas ou endêmicas. No Rio Grande do Sul, a Instrução Normativa Sema nº 01/2018 estabelece a

servidão ambiental como parte da Reposição Florestal Obrigatória (RFO), que inclui mecanismos de compensação ambiental por supressão de vegetação nativa. Já em Minas Gerais, a servidão ambiental é prevista e regulamentada pela Portaria IEF nº 30/2015 e outras normas do Instituto Estadual de Florestas (IEF), orientando a compensação por intervenções ambientais em biomas como a Mata Atlântica e o Cerrado.

Entretanto, Goiás é o único estado que instituiu a servidão como uma modalidade de compensação pelo corte de espécies protegidas. No Artigo 33 da Lei supracitada é estabelecido que o plantio compensatório poderá ser substituído pela servidão ambiental perpétua, sobre área de vegetação nativa conservada, equivalente a 5% (cinco por cento) da área total a ser suprimida, constituída nos termos dos arts. 9º - A, 9º - B e 9º - C, da Lei Federal nº 6.938/1981, desde que: § 1º A área destinada à instituição da servidão ambiental deverá ser contígua à área de preservação permanente e/ou à reserva legal do imóvel, sempre que possível. § 2º A compensação de que trata o caput deste artigo poderá ser feita em imóvel distinto daquele que foi objeto da supressão, desde que seja garantida a conservação das espécies originárias da compensação devida, bem como a mesma fitofisionomia a ser suprimida. § 3º A conservação das espécies da flora ameaçada de extinção poderá ser conduzida por meio de comprovação da sua efetiva ocorrência na área proposta para substituir o plantio compensatório ou ainda mediante transplante ou enriquecimento com exemplares dessas espécies.

Outro exemplo é o estado do Tocantins, que por meio da RESOLUÇÃO COEMA/TO nº 07, de 9 de agosto de 2005 estabelece a medida compensatória pela retirada de árvores imunes ao corte, mediante compensação ambiental de área suplementar a ser incorporada na Reserva Legal regular. A área suplementar a ser incorporada na Reserva Legal será calculada de acordo com o somatório das Frequências Relativas dos indivíduos, realizada no Inventário Florestal, a serem suprimidos e a área a ser desmatada, conforme definido no Anexo VI da Resolução: se a frequência relativa for maior que 10%, a área suplementar a ser incorporada (ha) será de 10%, se a frequência relativa for menor que 10%, a área exigida é de 5%.

Diante o exposto, recomenda-se que à instituição da servidão ambiental sejam selecionadas áreas de ocorrência da espécie ameaçada ou protegida e que seja também executado o plantio compensatório de enriquecimento, na densidade

estimada no inventário florestal, conforme já ocorrido na instituição - Processo 2016.001.000453/INEMA/LIC-00453. A porcentagem de área deve respeitar a quantidade mínima de 30% de vegetação total do imóvel, somado às APP e RL do empreendimento.

CONCLUSÕES E DIRECIONAMENTOS

A análise realizada evidencia que a atual prática de compensação ambiental pelo corte de espécies ameaçadas ou protegidas, como o plantio compensatório na proporção de 1:15, apresenta diversas limitações ecológicas e práticas. Há uma clara necessidade de aprimoramento dessa abordagem, considerando as complexidades biológicas das espécies e as interações que estabelecem em seus habitats naturais. Embora essa medida seja um esforço na conservação, ela não tem sido suficiente para restaurar de forma adequada as funções ecológicas e a biodiversidade do ecossistema afetado. Além disso, a falta de monitoramento a longo prazo e a utilização de poucas espécies dificultam o sucesso sustentável dos projetos de restauração.

Direcionamentos:

- 1. Diversificação das Medidas Compensatórias:** Recomenda-se a adoção de medidas alternativas mais eficazes e promissoras para a conservação da biodiversidade da flora, como a instituição da servidão ambiental em caráter perpétuo. Esse mecanismo pode oferecer maior proteção para espécies ameaçadas e ecossistemas, evitando a fragmentação e promovendo a conectividade das paisagens.
- 2. Ajuste da Proporção de Plantio:** É importante que a proporção de plantio compensatório seja ajustada conforme a categoria de ameaça e a ecologia das espécies afetadas, semelhante às práticas adotadas nos estados de Goiás e Minas Gerais. O uso de maior diversidade de espécies e grupos funcionais no plantio compensatório é fundamental para assegurar a restauração das interações ecológicas naturais.
- 3. Monitoramento e Fiscalização:** Ampliar o prazo de monitoramento dos plantios e intensificar a fiscalização com o uso de tecnologias de monitoramento remoto pode aumentar a eficácia dos projetos. Além disso, é fundamental que a comprovação dos resultados seja uma condição para a liberação do empreendedor das obrigações compensatórias.
- 4. Implementação de Programas de Resgate de Germoplasma:** Para aprimorar as medidas compensatórias, é recomendável a elaboração e implementação de um Programa de Resgate de Germoplasma Vegetal nos projetos de restauração florestal, inspirado na Instrução Normativa IBAMA nº

6/2009, que aborda o resgate de germoplasma em áreas com supressão de vegetação contendo espécies ameaçadas.

5. Instituição da Servidão Ambiental: A Bahia poderia regulamentar a servidão ambiental como forma de compensação, considerando a porcentagem que atinja 30% de vegetação nativa no empreendimento, adicionando o plantio de enriquecimento. É sugerido que a compensação seja feita em áreas de ocorrência natural da espécie ameaçada ou protegida e que o plantio compensatório seja realizado de forma planejada, com base em estudos ecológicos e no inventário florestal.

4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, R. C. R. Facilitation by isolated trees triggers woody encroachment and a biome shift at the savanna–forest transition. *Journal of Applied Ecology*, v. 58, n. 11, p. 2650-2660, 2021.
- AGUILAR, R.; GALETTO, L. Effects of forest fragmentation on male and female reproductive success in *Cestrum parqui* (Solanaceae). *Oecologia*, v. 138, p. 513-520, 2004.
- ALMEIDA NETO, M.; CAMPASSI, F.; GALETTI, M.; JORDANO, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic Forest: broad scale patterns and macroecological correlates. *Global Ecology and Biogeography*, v. 17, p. 503-513, 2008.
- ANDRADE, A. C. S.; PEREIRA, T. S.; FERNANDES, M. J.; CRUZ, A. P. M.; CARVALHO, A. S. R. Substrato, temperatura de germinação e desenvolvimento pós-seminal de sementes de *Dalbergia nigra*. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 41, n. 3, p. 517-523, 2006.
- BAHIA. Resolução CEPRAM nº 1.009, de 06 de dezembro de 1994. Dispõe sobre proibição do corte, armazenamento e comercialização das espécies nativas "aroeira" (*Astronium urundeuva* (Fr. Ali) Eng.), "baraúna" (*Schinopsis brasiliensis* Eng.) e "angico" (*Anadenanthera macrocarpa* (Benth) Brenan) no Estado da Bahia. *Diário Oficial do Estado da Bahia*, Salvador, 07 dez. 1994.
- BAHIA. Lei nº 10.431, de 20 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a Política de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade do Estado da Bahia e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado da Bahia*, Salvador, 21 dez. 2006.
- BAHIA. Lei nº 12.377, de 28 de dezembro de 2011. Altera a Lei nº 10.431, de 20 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a Política Estadual de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade, a Lei nº 11.612, de 08 de outubro de 2009, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, e a Lei nº 11.051, de 06 de junho de 2008, que reestrutura o Grupo Ocupacional Fiscalização e Regulação. *Diário Oficial do Estado da Bahia*, Salvador, 29 dez. 2011.
- BAHIA. Decreto nº 15.180, de 02 de junho de 2014. Regulamenta a gestão das florestas e das demais formas de vegetação do Estado da Bahia, a conservação da vegetação nativa, o Cadastro Estadual Florestal de Imóveis Rurais - CEFIR, e dispõe acerca do Programa de Regularização Ambiental dos Imóveis Rurais do

Estado da Bahia e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado da Bahia*, Salvador, 02 jun. 2014.

BAHIA. Lei nº 13.597, de 14 de dezembro de 2016. Institui o Programa de Regularização Ambiental dos Imóveis Rurais do Estado da Bahia, altera dispositivos da Lei nº 10.431, de 20 de dezembro de 2006, e da Lei nº 11.612, de 08 de outubro de 2009, bem como revoga a Lei nº 11.478, de 01 de julho de 2009. *Diário Oficial do Estado da Bahia*, Salvador, 15 dez. 2016.

BAHIA. Portaria SEMA nº 40, de 21 de agosto de 2017. Torna pública a Lista Oficial das Espécies Endêmicas da Flora Ameaçadas de Extinção do Estado da Bahia. *Diário Oficial do Estado da Bahia*, Salvador, 22 ago. 2017.

BAHIA. Lei nº 13.908, de 29 de janeiro de 2018. Estabelece como patrimônio biocultural as espécies do Licuri, do Ariri e do Umbu, tornam essas espécies imunes ao corte e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado da Bahia*, Salvador, 30 jan. 2018.

BASKIN, C.; BASKIN, J. M. *Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination*. San Diego: Academic Press, 2014. p. 150-162.

BECHARA, E. *Licenciamento Ambiental e Compensação Ambiental na Lei do Sistema Nacional das Unidades de Conservação (SNUC)*. São Paulo: Atlas, 2009.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.

BESSA, P. Recuperação, mitigação, compensação ou contrapartida? O *Eco*. Disponível em: <https://oeco.org.br/colunas/16900-oeco-15752/>. Acesso em: 11 jun. 2023.

BIRCOL, G. A. C. et al. Planning by the rules: a fair chance for the environment in a land use conflict area. *Land Use Policy*, v. 76, p. 103-112, 2018.

BIESMEIJER, J. C.; ROBERTS, S. P. M.; REEMER, M.; OHLEMULLER, R.; EDWARDS, M.; PEETERS, T.; SCHAFFERS, A. P.; POTTS, S. G.; KLEUKERS, R.; THOMAS, C. D.; SETTELE, J.; KUNIN, W. E. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, v. 313, p. 351-354, 2006.

BITTENCOURT, R. *Distribuição da diversidade genética e estratégias para conservação de quatro espécies da floresta ombrófila mista ameaçadas no Estado de Santa Catarina*. 2012. Tese (Doutorado em Recursos Genéticos Vegetais) –

Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 136 p.

BRADSHAW, A. D. Introduction – an ecological perspective. In: WONG, M. H.; BRADSHAW, A. D. (orgs.). *The restoration and management of derelict land: modern approaches*. Singapore: World Scientific Publishing, 2002. p. 1-6.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. *Restauração florestal*. São Paulo: Oficina de Textos. Disponível em: http://www.lcb.esalq.usp.br/sites/default/files/publicacao_arq/978-85-7975-019-9.pdf. Acesso em: 06 out. 2024.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 02 set. 1981.

_____. Resolução CONAMA nº 001, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. *Diário Oficial da União*, Brasília, 17 fev. 1986.

_____. 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, 13 fev. 1998.

_____. Portaria IBAMA nº 83, de 26 de setembro de 1991. Proíbe o corte e exploração de aroeira, baraúnas e Gonçalo Alves em floresta primária e em áreas de preservação permanente, e regulamenta a exploração destas espécies em florestas secundárias, cerrado e cerradão. *Diário Oficial da União*, Brasília, 27 set. 1991.

_____. Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 19 jul. 2000.

_____. Ministério do Meio Ambiente (MMA). 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. Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos, Brasília, DF, 2006. *Diário Oficial da União*, Brasília, 26 dez. 2006.

_____. Instrução Normativa IBAMA nº 6, de 07 de abril de 2009. Os empreendimentos licenciados pela Diretoria de Licenciamento Ambiental do IBAMA que envolvam supressão de vegetação devem obter Autorização de Supressão de Vegetação - ASV e Autorizações de Utilização de Matéria-Prima Florestal - AUMPF conforme procedimentos descritos nesta instrução normativa. *Diário Oficial da União*, Brasília, 8 abr. 2009.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Quarto relatório nacional para a convenção sobre diversidade biológica: Brasil. Brasília: MMA, 2011. 248 p. (Série Biodiversidade, 38).

_____. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. *Quarto relatório nacional para a convenção sobre diversidade biológica: Brasil*. Brasília: MMA, 2011. 248 p. (Série Biodiversidade, 38).

_____. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, nº 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e nº 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 28 maio 2012.

_____. Portaria MMA nº 443, de 17 de dezembro de 2014. Alterada pela Portaria nº 148, de 7 de junho de 2022, referente à Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. *Diário Oficial da União*, Brasília, 18 dez. 2014.

_____. Portaria MMA nº 32, de 23 de janeiro de 2019. Proíbe o corte de pequizeiro (*Caryocar spp.*) em áreas situadas fora dos limites do bioma Amazônia, exceto nos casos de exemplares plantados. *Diário Oficial da União*, Brasília, 24 jan. 2019.

_____. Portaria MMA nº 148, de 7 de junho de 2022. Altera os anexos da Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. *Diário Oficial da União*, Brasília, 8 jun. 2022.

_____. Instrução Normativa nº 9, de 25 de março de 2024. Institui a Plataforma de Acompanhamento da Recuperação Ambiental (Recooperar) no âmbito do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Diário Oficial da*

União, Brasília, 2 abr. 2024, Edição: 63, Seção: 1, p. 56.

_____. Instrução Normativa nº 20, de 27 de setembro de 2024. Estabelece procedimentos para a cobrança da reparação por danos ambientais pela via administrativa em decorrência de fatos apurados na aplicação de sanções administrativas pelo IBAMA. *Diário Oficial da União*, Brasília, 28 set. 2024.

BRITO, D. Análise de viabilidade de populações: Uma ferramenta para a conservação da biodiversidade no Brasil. *Oecologia Brasiliensis*, v.13, p.452-469, 2009.

BROWN, P. H.; LANT, C. L. The effect of wetland mitigation banking on the achievement of no-net-loss. *Environmental Management*, v. 23, p. 333-345, 1999.

BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Tendências e impactos dos vetores de degradação e restauração da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. In: JOLY, C. A. et al. (orgs.). *1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos*. São Carlos: Editora Cubo, 2019. p. 351.

CARVALHO, P. E. R. Palmiteiro: *Euterpe edulis*. In: CARVALHO, P. E. R. *Espécies arbóreas brasileiras*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2003. v. 1, p. 699-708.

COLEY, P. D.; BRYANT, J. P.; CHAPIN III, F. S. Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science*, v. 230, p. 895-899, 1985.

COLEY, P. D.; BARONE, J. A. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 27, p. 305-335, 1996.

COSTA, E. H.; FERREIRA, T. A. L.; SOUZA, V. H.; PEREIRA, I. M. Resgate da espécie endêmica *Pilocereus ausisetus*: estratégia para conservação da biodiversidade e da restauração ecológica de campos rupestres. In: CONFERÊNCIA BRASILEIRA DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA – SOBRE2024, 5., 2024, Juazeiro, BA; Petrolina, PE. *Anais...* Petrolina: Univasf, 2024.

COSTA, C. F.; MARCELIANO, B. H.; SILVA, C. R. C.; MACHADO, E. L. M. et al. Resgate e acondicionamento de plantas de *Vellozia pterocarpa* e *Vellozia variabilis* em área destinada a supressão. In: CONFERÊNCIA BRASILEIRA DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA – SOBRE2024, 5., 2024, Juazeiro, BA; Petrolina, PE. *Anais...* Petrolina: Univasf, 2024.

CROME, F.; ISAACS, J.; MOORE, L. The utility to birds and mammals of remnant riparian vegetation and associated windbreaks in the tropical Queensland uplands. *Pacific Conservation Biology*, v. 1, p. 328-343, 1994.

CPI – Climate Policy Initiative. *Plataforma da Governança do Desmatamento Legal e da Reposição/Compensação Florestal*. 2024. Disponível em: <https://www.climatepolicyinitiative.org/pt-br/publication/plataforma-da-governanca-do-desmatamento-legal-e-da-reposicao-compensacao-florestal/>. Acesso em: 29 set. 2024.

DANTAS, V. A.; SILVA, V. P. R.; CHAGAS, G. F. B.; COSTA, A. C. L. Fluxos de calor no dossel vegetativo e infiltração de água no solo, em floresta tropical. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 15, n. 12, p. 1266-1274, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662011001200008>.

DAUDT, R. O princípio de "No Net Loss" na compensação ambiental: uma análise crítica. *Revista de Direito Ambiental*, v. 2, n. 2, p. 1201-1220, 2012.

DIDHAM, R. K. et al. Agricultural intensification exacerbates spillover effects on soil biogeochemistry in adjacent forest remnants. *PloS One*, v. 10, e0116474, 2015.

DIRZO, R.; BOEGE, K. Patterns of herbivory and defense in tropical dry and rain forests. In: CARSON, W.; SCHNITZER, S. A. (orgs.). *Tropical forest community ecology*. West Sussex: Blackwell Science, 2008. p. 63-78.

DE CARVALHO, M.; PREVEDELLO, J. A.; PARDINI, R.; LINDENMAYER, D.; GOMES-ALMEIDA, M. Isolated trees support lower bird taxonomic richness than trees within habitat patches but similar functional diversity. *Biotropica*, v. 00, p. 1-8, 2020.

DELICIELLOS, A. C.; BARROS, C. dos S.; PREVEDELLO, J. A.; FERREIRA, M. S.; CERQUEIRA, R.; VIEIRA, M. V. Habitat fragmentation affects individual condition: evidence from small mammals of the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, v. 99, n. 4, p. 936-945, 2018.

DRUMMOND, S. P.; WILSON, K. A.; MEIJAARD, E.; WATTS, M.; DENNIS, R.; CHRISTY, L.; POSSINGHAM, H. P. Influence of a threatened-species focus on conservation planning. *Conservation Biology*, v. 24, n. 2, p. 441-449, 2009.

DUPOUEY, J. L. et al. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology*, v. 83, n. 11, p. 2978-2988, 2002.

ELETROBRÁS. O tratamento do impacto das hidrelétricas sobre a fauna terrestre. Rio de Janeiro: Centrais Elétricas Brasileiras, Reunião Temática, 1999. Disponível em: http://www.eletronbras.com.br/em_biblioteca/publicacoes.asp. Acesso em: 15 set. 2024.

FAGUNDES, M.; NEVES, F. S.; FERNANDES, G. W. Direct and indirect interactions involving ants, insect herbivores, parasitoids, and the host plant *Baccharis dracunculifolia* (Asteraceae). *Ecological Entomology*, v. 30, p. 28-35, 2005.

FAGUNDES, M.; ARAUJO, L. S.; NUNES, Y. R. F. Efeito do estágio sucessional do habitat na fenologia do pequizeiro (*Caryocar brasiliense*: Caryocaraceae). *Revista Brasileira de Biociências*, v. 5, p. 144-146, 2007.

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

FERNANDES, L. C.; FAGUNDES, M.; SANTOS, G. A.; SILVA, G. M. Abundância de insetos herbívoros associados ao pequizeiro (*Caryocar brasiliense* Cambess.). *Revista Árvore*, v. 28, p. 919-924, 2004.

FERRAZ, A. C. P. Efeitos de borda em florestas tropicais sobre artrópodes, com ênfase nos dípteros ciclorrafos. *Oecologia Australis*, v. 15, n. 2, p. 189-198, 2011. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/viewFile/8123/6580>. Acesso em: 07 set. 2024.

FERREIRA, R. Y. Plantios compensatórios dos empreendimentos rodoviários federais em Santa Catarina e as medidas compensatórias para a flora arbórea ameaçada de extinção. 2022. Dissertação (Mestrado Profissional) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Perícias Criminais Ambientais, Florianópolis, 70 p.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n. 4, p. 493-502, 2007.

FONSECA, G. A. B. Biologia de conservação no Brasil: teoria, prática e aplicabilidade. In: WORKSHOP ESTRATÉGIA PARA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - SEMINÁRIO TÉCNICO, 4., 1991, Brasília. *Anais...* Brasília, 1991.

FONSECA, A. C. N.; GONZAGA, C. C.; LACERDA, R. C. A.; VIEIRA, H. A. Acompanhamento das autorizações de supressão de vegetação no IBAMA: verificação dos dados entre 2014 a 2024. In: CONFERÊNCIA BRASILEIRA DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA - SOBRE2024, 5., 2024, Juazeiro, BA; Petrolina, PE. *Anais...* Petrolina: Univasf, 2024.

FREITAS, B. M.; PINHEIRO, J. N. Efeitos sub-letais dos pesticidas agrícolas e seus impactos no manejo de polinizadores dos agroecossistemas brasileiros. *Oecologia Australis*, v. 14, p. 282-298, 2010.

FRIZZO, T. L. M.; VASCONCELOS, H. L. The potential role of scattered trees for ant conservation in an agriculturally dominated neotropical landscape. *Biotropica*, v. 45, n. 5, p. 644-651, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12045>.

FUNDAÇÃO FLORESTAL DE SÃO PAULO. Programa de Conservação da Palmeira Juçara. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/programas-e-campanhas/programa-jucara/>. Acesso em: 04 out. 2024.

GALETTI, M.; DONATTI, C. I.; PIRES, A. S.; GUIMARÃES, P. R.; JORDANO, P. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic Forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v. 151, n. 1, p. 141-149, 2006.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Quando o melhor pode ser o pior: como pensar a biodiversidade na restauração ecológica. *Revista Caititu*, v. 1, n. 1, p. 17-20, 2013.

GARNETT, S.; CROWLEY, G.; BALMFORD, A. The costs and effectiveness of funding the conservation of Australian threatened birds. *Bioscience*, v. 53, p. 658-665, 2003.

GENTRY, A. H. Endemism in tropical versus temperate plant communities. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sunderland: Sinauer Associates, 1986. p. 153-181.

GERBER, L. R.; RUNGE, M. C.; MALONEY, R. F.; IACONA, G. D.; DREW, C. A. et al. Conservation policy: endangered species recovery—a resource allocation problem. Explicit articulation of values and objectives is critical. *Science*, v. 362, n. 6412, p. 284-286, 2018.

- GIBBONS, P.; LINDENMAYER, D. B. Offsets for land clearing: no net loss or the tail wagging the dog? *Ecological Management and Restoration*, v. 8, p. 26-31, 2007.
- GIBBONS, P.; BRIGGS, S. V.; AYRES, D.; SEDDON, J.; DOYLE, S.; COSIER, P.; MCELHINNY, C.; PELLY, V.; ROBERTS, K. An operational method to assess impacts of land clearing on terrestrial biodiversity. *Ecological Indicators*, v. 9, p. 26-40, 2009.
- GOIÁS. Lei nº 21.231, de 10 de janeiro de 2022. Dispõe sobre a regularização de passivos ambientais de imóveis rurais e urbanos, bem como a compensação florestal e a compensação por danos para regularizar a supressão da vegetação nativa realizada sem a prévia autorização do órgão ambiental competente, também a definição dos parâmetros da compensação florestal e da reposição florestal no Estado de Goiás. *Diário Oficial do Estado de Goiás*, Goiânia, 10 jan. 2022.
- GRINGS, M.; BRACK, P. *Cedrela fissilis*, Cedro. In: CORADIN, L.; SIMINSKI, A.; REIS, A. (orgs.). *Espécies Nativas da Flora Brasileira de Valor Econômico Atual ou Potencial - Plantas para o Futuro - Região Sul*. Brasília: MMA, 2011. p. 444-447.
- HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOPERT, J.; DAVIES, K. F. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 2015.
- HARVEY, C. A.; HABER, W. A. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems*, v. 44, p. 37-68, 1999.
- HARVEY, C. A.; TUCKER, N. I. J.; ESTRADA, A. Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. In: SCHROTH, G.; FONSECA, G. A. B.; HARVEY, C. A.; GASCON, C.; VASCONCELOS, H. L.; IZAC, A.-M. N. (orgs.). *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Washington, D.C.: Island Press, 2004. p. 261-289.
- HEGLAND, S. J.; NIELSEN, A.; LÁZARO, A.; BJERKNES, A. L.; TOTLAND, Ø. How does climate warming affect plant–pollinator interactions? *Ecology Letters*, v. 12, p. 184-195, 2009.
- IACONA, G.; MALONEY, R. F.; CHADES, I.; BENNETT, J. R.; SEDDON, P. J.; POSSINGHAM, H. P. The ecology of de-extinction: prioritizing revived species—what are the conservation management implications of de-extinction? *Functional Ecology*, v. 31, p. 1041-1048, 2017.

IUCN. *Red List categories and criteria: Version 3.1*. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland, 2001.

JANZEN, D. H. The eternal external threat. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sunderland: Sinauer Associates, 1986. p. 286-30.

JOHANSEN, C. A.; MAYER, D. F. *Pollinator protection: a bee and pesticide handbook*. Cherise, CT: Wickwas Press, 1990. 212 p.

JORDANO, P. et al. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: ROCHA, C. F. D. et al. (orgs.). *Biologia da conservação: essências*. São Carlos: Rima Editora, 2006. p. 411-436. 588 p.

JÚNIOR, A. A.; TOMAS, W. M.; JORGE, M. H. A.; HAY, J. D. V. Efeito do isolamento de árvores de *Sterculia apetala* sobre a emergência de plântulas no Pantanal. *Biotemas*, v. 26, n. 4, p. 61-67, 2013.

KAGEYAMA, P. Y.; PINÃ-RODRIGUES, F. C. M. Fatores que afetam a produção de sementes. In: AGUIAR, I. B.; PINÃ-RODRIGUES, F. C. M.; FIGLIOLIA, M. B. (orgs.). *Sementes florestais tropicais*. Brasília: ABRATES, 1993. p. 350.

KREMEN, C.; WILLIAMS, N. M.; AIZEN, M. A.; GEMMILL-HERREN, B.; LEBUHN, G.; MINCKLEY, R. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, v. 10, p. 299-314, 2007.

LACERDA, C. M. B.; KAGEYAMA, P. Y. Estrutura genética espacial de duas populações naturais de *Myracrodruon urundeuva* M. Allemão na região semi-árida, Brasil. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 145-150, 2003.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; LUIZÃO, R. C. C.; LAURANCE, S. G.; PIMM, S. L.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P. C.; WILLIAMSON, G. B.; BENITEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H. L.; VAN HOUTAN, K. S.; ZARTMAN, C. E.; BOYLE, S. A.; DIDHAM, R. K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T. E. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biological Conservation*, v. 144, p. 56-67, 2011.

LUSTIG, A. et al. Towards more predictable and consistent landscape metrics across spatial scales. *Ecological Indicators*, Coimbra, v. 57, p. 11-21, 2015.

- MACHADO, E. L. M. et al. Efeitos do substrato, bordas e proximidade espacial na estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Lavras, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v. 31, n. 2, p. 287-302, abr./jun. 2008.
- MANNING, A. D.; FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Scattered trees are keystone structures: implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 132, p. 311-321, 2006.
- MARON, M.; DUNN, P. K.; MCALPINE, C. C.; APAN, A. Can offsets really compensate for habitat removal? The case of the endangered red-tailed black-cockatoo. *Journal of Applied Ecology*, v. 47, p. 348-355, 2010.
- MAUÉS, M. M.; OLIVEIRA, P. E. A. M. Consequências da fragmentação do habitat na ecologia reprodutiva de espécies arbóreas em florestas tropicais, com ênfase na Amazônia. *Oecologia Australis*, Rio de Janeiro, v. 14, n. 1, p. 238-250, 2010.
- MELO, M. A.; SILVA, M. A. G.; PIRATELLI, A. J. Improvement of vegetation structure enhances bird functional traits and habitat resilience in an area of ongoing restoration in the Atlantic Forest. *Biological Sciences, An. Acad. Bras. Ciênc.*, v. 92, supl. 2, 2020.
- MESA – MADEIRA ENERGIA S.A. *Projeto Básico Ambiental AHE Santo Antônio. Programa de acompanhamento de atividades de desmatamento e resgate da fauna na área de interferência direta*. DT – 079-515-5025-0015-00-J, 2008.
- METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, Rio de Janeiro, v. 71, n. 3-I, p. 445-463, 1999.
- MINAS GERAIS. Portaria IEF nº 30, de 3 de fevereiro de 2015. Estabelece diretrizes e procedimentos para o cumprimento da compensação ambiental decorrente do corte e da supressão de vegetação nativa pertencente ao bioma Mata Atlântica e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado de Minas Gerais*, Belo Horizonte, 3 fev. 2015.
- MINAS GERAIS. Resolução Conjunta SEMAD/IEF nº 3.102, de 26 de outubro de 2021. Dispõe sobre os processos de autorização para intervenção ambiental no âmbito do Estado de Minas Gerais e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado de Minas Gerais*, Belo Horizonte, 26 out. 2021.
- MONTAGNA, T.; GASPER, A. L.; OLIVEIRA, L. Z.; LINGNER, D. V.; AGUIAR, M. D.; SCHORN, L. A.; BERNARDI, A. P.; MATTOS, A. G.; STEINER, F.; SILVA, J. Z.;

HOELTGEBAUM, M. P.; LAUTERJUNG, M. B.; COSTA, N. C. F.; CANDIDO-RIBEIRO, R.; MANTOVANI, A.; REIS, M. S.; VIBRANS, A. C. Situação atual e recomendações para conservação de 13 espécies de alto valor para uso e conservação no estado de Santa Catarina. In: GASPER, A. L.; OLIVEIRA, L. Z.; LINGNER, D. V.; VIBRANS, A. C. (orgs.). *Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina*. v. 7, Espécies arbóreas raras de Santa Catarina. Blumenau: Edifurb, 2018. p. 157-226.

MOURA, C. J. R. et al. *Manual de procedimentos para o monitoramento e avaliação de áreas em restauração florestal no Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Instituto Estadual do Ambiente, 2019. 56 p.

NEVES, F. S.; BRAGA, R. F.; ARAÚJO, L. S.; CAMPOS, R. I.; FAGUNDES, M. Differential effects of land use on ant and herbivore insect communities associated with *Caryocar brasiliense* (Caryocaraceae). *Revista Biologia Tropical*, v. 60, n. 3, p. 1065-1073, 2012.

NUNES, A. P. Ocupação de manchas florestais por três espécies de aves insetívoras do sub-bosque no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, Mato Grosso do Sul. 2009. 71 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. *Fundamentos de Ecologia*. São Paulo: Thomson Learning, 2007.

OLIVEIRA, L. J. D. Regularização fundiária de unidades de conservação. *Boletim Científico Escola Superior do Ministério Público da União*, Brasília, ano 9, n. 32/33, p. 143-176, jan./dez. 2010.

OLIVEIRA, H. C.; LIMA, L. A.; CHAVES, W. V.; LIMA, A. O.; PEREIRA, I. M. Resgate e reintrodução da *Euphorbia sipolisii* na restauração ecológica de uma cascalheira: uma análise de sobrevivência. In: CONFERÊNCIA BRASILEIRA DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA - SOBRE2024, 5., 2024, Juazeiro, BA; Petrolina, PE. *Anais...* Petrolina: Univasf, 2024.

ORLANDI, M. J. P.; SANTOS, J. F. Análise da estrutura da paisagem florestal no município de Prado, BA. *Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental*, v. 11, n. 3, p. 109-125, 2022.

OZINGA, A. W. et al. Dispersal potential in plant communities depends on environmental conditions. *Journal of Ecology*, v. 92, n. 5, p. 767-777, 2004.

- PARDINI, R. et al. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS ONE*, v. 5, n. 10, 2010.
- PETIT, R. J.; HAMPE, A. Some evolutionary consequences of being a tree. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Palo Alto, v. 37, p. 187-214, 2006.
- PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; PIRATELLI, A. J. Aspectos ecológicos da produção de sementes. In: AGUIAR, I. B.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; FIGLIOLIA, M. B. (orgs.). *Sementes florestais tropicais*. Brasília: ABRATES, 1993. p. 47-81.
- PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; FREIRE, J. M. Fenologia e a produção de sementes florestais. In: REGO, G. M.; NEGRELLE, R. R. B.; MORELLATO, L. P. C. (orgs.). *Fenologia: ferramenta para conservação, melhoramento e manejo de recursos vegetais arbóreos* [recurso eletrônico]. Colombo: Embrapa Florestas, 2007. Cap. 4.
- PINHEIRO, J. N.; FREITAS, B. M. Efeitos letais dos pesticidas agrícolas sobre polinizadores e perspectivas de manejo para os agroecossistemas brasileiros. *Oecologia Australis*, v. 14, p. 266-281, 2010.
- POSSINGHAM, H. P.; ANDELMAN, S. J.; BURGMAN, M. A.; MEDELLÍN, R. A.; MASTER, L. L.; KEITH, D. A. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 17, n. 11, p. 503-507, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02614-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02614-9).
- PRIMACK, R.; RODRIGUES, E. *Biologia da Conservação*. Londrina: Efraim Rodrigues, 2001. 328 p.
- PROJETO BÁSICO AMBIENTAL – UHE SÃO MANOEL. Programa de Resgate e Salvamento Científico da Fauna, 2014. Disponível em: https://www.saomanoelenergia.com.br/sites/edpbsaomanoel/files/18_resgate_fauna.pdf.
- PROTOCOLO de monitoramento da restauração da Mata Atlântica e da Amazônia via sensoriamento remoto [livro eletrônico]. Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, Aliança pela Restauração na Amazônia; coordenação de Rafael Walter Albuquerque et al.; ilustração de Bernardo da Rosa Costa. São Paulo: The Nature Conservancy do Brasil, 2024.
- QUIGLEY, J. T.; HARPER, D. J. Compliance with Canada's Fisheries Act: a field audit of habitat compensation projects. *Environmental Management*, v. 37, p. 336-350, 2006.

RICKLEFS, R. E. *A economia da natureza*. 3. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1993.

RIO GRANDE DO SUL. Instrução Normativa SEMA nº 01, de 30 de novembro de 2018. Estabelece procedimentos a serem observados para a Reposição Florestal Obrigatória no Estado do Rio Grande do Sul. *Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul*, Porto Alegre, 30 nov. 2018.

RIGUEIRA, D. M. G.; COUTINHO, S. L.; PINTO-LEITE, C. M.; SARNO, V. L. C.; ESTAVILLO, C.; CAMPOS, S.; DIAS, V. S.; CHASTINET, C. B. A. Perda de habitat, leis ambientais e conhecimento científico: proposta de critérios para a avaliação dos pedidos de supressão de vegetação. *Revista Caititu*, Salvador, n. 1, p. 21-42, set. 2013.

ROCHA, P. L. B.; AFONSO, F.; BARROS, F. C. R.; CAMPOS, L.; CARVALHO, G.; DOBROVOLSKI, R.; EL-HANI, C. N.; HURBATH, F.; MAIA, M. P.; MARIANO-NETO, E.; ROQUE, N.; VIANA, B. F. Supressão de vegetação nativa na Bahia: o que estamos perdendo. UFBA - Universidade Federal da Bahia; IMATERRA - Instituto Mãos da Terra; Frente Parlamentar Ambientalista da Bahia, 2020. Disponível em: <incluir URL>. Acesso em: 26 mar. 2024.

ROSA, P. Conservação do pau-brasil (*Paubrasilia echinata*): uma avaliação integrando dados morfológicos, genéticos e história biogeográfica. FUNBIO – Fundo Brasileiro para a Biodiversidade, 2021. Disponível em: https://www.funbio.org.br/bolsa_funbio/conservacao-do-pau-brasil-paubrasilia-echinata-uma-avaliacao-integrando-dados-morfologicos-geneticos-e-historia-biogeografica/. Acesso em: 11 ago. 2024.

SANTA CATARINA. Portaria FATMA nº 309, de 24 de novembro de 2015. Regulamenta a compensação pela supressão de espécies ameaçadas de extinção localizadas em fragmentos florestais no Estado de Santa Catarina e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado de Santa Catarina*, 3 dez. 2015.

SEBER, G. A. F. *The Estimation of Animal Abundance and Related Parameters*. 2. ed. London: Charles Griffin and Company Limited, 1982.

SEBBEN, A. M.; KAGEYAMA, P. Y.; SIQUEIRA, A. C. M. F.; ZANATTO, A. C. S. Sistema de cruzamento em populações de *Cariniana legalis* Mart. O. Ktze: implicações para a conservação e o melhoramento genético. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, v. 58, p. 25-40, 2000.

SENA, C. M.; GARIGLIO, M. A. *Sementes Florestais: colheita, beneficiamento e armazenamento*. Natal: MMA, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Departamento de Florestas, Programa Nacional de Florestas, Unidade de Apoio do PNF no Nordeste, 2008.

SILCOCK, J. L.; SIMMONS, C.; MONKS, L. Threatened plant translocation in Australia: a review. *Australian Journal of Botany*, v. 67, n. 6, p. 433-451, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/BT18179>.

SILVA, B. A.; OLIVEIRA, R. E.; SAIS, A. C.; CARDOSO-LEITE, E. Análise espacial da cobertura arbórea em paisagem de assentamentos de reforma agrária em Araras (SP, Brasil). *RA'EGA*, v. 51, p. 81-101, 2021.

SILVA, E. A.; ALFONSO, G. R. M. *Meliponicultura e a importância ecológica das abelhas sem ferrão*. 2022. Disponível em: <http://ric.cps.sp.gov.br/handle/123456789/10641>. Acesso em: 16 jul. 2023.

SILVA, B.; CENCI, B. T.; SILVA, D. T.; GRACIOLLI, E.; AQUINO, L. S. Reposição florestal obrigatória oriunda de licenciamento ambiental e sua relação direta com a restauração ecológica do bioma Caatinga através de plantio de mudas e muvuca de sementes de espécies nativas. In: CONFERÊNCIA BRASILEIRA DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA - SOBRE2024, 5., 2024, Juazeiro, BA; Petrolina, PE. *Anais...* Petrolina: Univasf, 2024.

SOUSA, A. P.; VIEIRA, D. L. M. *Protocolo de monitoramento da recomposição da vegetação nativa no Distrito Federal*. Brasília: WWF, 2017.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, v. 155, p. 136-140, 2012.

TEN KATE, K.; BISHOP, J.; BAYON, R. *Biodiversity offsets: views, experience, and the business case*. Gland: IUCN; Cambridge: Insight Investment, 2004.

TOCANTINS. RESOLUÇÃO COEMA/TO nº 07, de 9 de agosto de 2005. Dispõe sobre o Sistema Integrado de Controle Ambiental do Estado do Tocantins. DIÁRIO OFICIAL N 2.001, Ano XVII - Estado do Tocantins, sexta-feira, 9 de setembro de 2005.

TYLIANAKIS, J. M.; LALIBERTÉ, E.; NIELSEN, A.; BASCOMPTE, J. Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation*, v. 143, p. 2270-2279, 2010.

- VIANI, R.; RODRIGUES, R.; PADOVEZI, A.; FARAH, F. T.; GARCIA, L.; SANGLADE, L.; BRANCALION, P.; CHAVES, R.; BARRETO, T.; STRASSBURG, B.; SCARAMUZZA, C. D. M. P. *Pacto pela restauração da Mata Atlântica: protocolo de monitoramento para programas e projetos de restauração florestal*. 2013. 61 p.
- WHITTAKER, R. H. *Communities and ecosystems*. London: Collier-Macmillan, 1975.
- WILSON, H. B.; JOSEPH, L. N.; MOORE, A. L.; POSSINGHAM, H. P. When should we save the most endangered species? *Ecology Letters*, v. 14, p. 886-890, 2011.
- WRIGHT, J.; SYMSTAD, A.; BULLOCK, J. M.; ENGELHARDT, K.; JACKSON, L.; BERNHARDT, E. Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated approach improve results? In: NAEEM, S. et al. (orgs.). *Biodiversity, ecosystem functioning and human wellbeing*. Oxford: Oxford University Press, 2009. p. 167-177.