Universidade Federal de Ouro Preto

Escola de Minas

Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade Socioeconômica Ambiental

PPGSSA

Dissertação

Espécies ameaçadas da flora no processo decisório da Avaliação de Impacto Ambiental em Minas Gerais.

Ouro Preto

UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO

MESTRADO PROFISSIONAL EM SUSTENTABILIDADE SOCIOECONÔMICA AMBIENTAL

ESPÉCIES AMEAÇADAS DA FLORA NO PROCESSO DECISÓRIO DA AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL EM MINAS GERAIS

Mariana Antunes Pimenta

Ouro Preto, maio de 2020

Mariana Antunes Pimenta

ESPÉCIES AMEAÇADAS DA FLORA NO PROCESSO DECISÓRIO DA AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL EM MINAS GERAIS

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade Socioeconômica Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto como quesito para a obtenção do título de Mestre em Sustentabilidade Socioeconômica e Ambiental.

Área de Concentração: Avaliação ambiental e uso sustentável dos recursos naturais

Orientador: Professor Doutor Alberto Fonseca

Ouro Preto

2020

SISBIN - SISTEMA DE BIBLIOTECAS E INFORMAÇÃO

P644e Pimenta, Mariana Antunes .
Espécies ameaçadas da flora no processo decisório da avaliação de impacto ambiental em Minas Gerais. [manuscrito] / Mariana Antunes Pimenta. - 2020.
72 f.: il.: color., gráf., tab..

Orientador: Prof. Dr. Alberto Fonseca.
Dissertação (Mestrado Profissional). Universidade Federal de Ouro Preto. Escola de Minas. Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade Socioeconômica Ambiental.
Área de Concentração: Políticas Públicas Para o Meio Ambiente.

1. Impacto Ambiental - Avaliação. 2. Vida selvagem - Conservação. 3. Compensação (Direito) . 4. Conservação da natureza. I. Fonseca, Alberto. II. Universidade Federal de Ouro Preto. III. Título.

CDU 502.13

Bibliotecário(a) Responsável: Maristela Sanches Lima Mesquita - CRB-1716

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO
REITORIA
ESCOLA DE MINAS
PROGRAMA DE MESTRADO PROFISSIONAL EM SUSTENT SOCIOECON AMBIE

FOLHA DE APROVAÇÃO

Mariana Antunes Pimenta

"ESPÉCIES AMEAÇADAS DA FLORA NO PROCESSO DECISÓRIO DA AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL EM MINAS GERAIS"

Membros da banca

Prof. Alberto de Freitas Castro Fonseca - Doutor - Universidade Federal de Ouro Preto

Prof. Paulo de Castro Vieira - Doutor - Universidade Federal de Ouro Preto

Profa. Letícia Couto Garcia - Doutora - Universidade Federal de Minas Gerais

Versão final
Aprovado em 25 de junho de 2020

De acordo

Prof. Aníbal da Fonseca Santiago - Coordenador do Curso

Documento assinado eletronicamente por **Anibal da Fonseca Santiago**, **COORDENADOR DO CURSO DE POS GRADUACAO EM SUSTENTABILIDADE SOCIOECONOMICA AMBIENTAL**, em 10/08/2020, às 10:42, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015.

A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.ufop.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0 , informando o código verificador **0073551** e o código CRC **C3CDC187**.

Referência: Caso responda este documento, indicar expressamente o Processo nº 23109.005610/2020-49 SEI nº 0073551

R. Diogo de Vasconcelos, 122, - Bairro Pilar Ouro Preto/MG, CEP 35400-000
Telefone: - www.ufop.br

Aos meus pais, por serem meus maiores exemplos

Ao Felipe, meu amor, meu companheiro e meu apoio

Ao Luís, que faz todo o esforço de lutar por um meio ambiente melhor valer a pena

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao meu orientador, Professor Alberto, por todos os ensinamentos, pela paciência e pela gentileza em me orientar nessa tarefa. Você me ajudou a transformar um incômodo profissional em material científico, contribuindo para a discussão acadêmica. Meu muito obrigada;

À UFOP pela oportunidade de fazer o mestrado, de forma gratuita e de qualidade. A universidade pública merece ser defendida sempre;

À SEMAD, meu local de trabalho, por me proporcionar oportunidades de aprendizagem. Espero sempre poder acrescentar e melhorar os procedimentos e a execução do licenciamento e da preservação ambiental;

Ao Rodrigo Ribas, meu "chefe", por permitir e me apoiar nessa empreitada. Que nosso dia-a-dia seja cada vez mais pautado pela ciência e pelo conhecimento, com foco na conservação;

Aos colegas da SUPPRI, meus amigos de todo o dia, por serem profissionais exemplares que querem melhorar sempre;

Aos colegas do "Sustentabilidade", pessoas incríveis que me ensinaram tanto nesses anos de mestrado. Vocês me fazem orgulhosa de fazer parte desse time.

RESUMO

A preservação da biodiversidade da flora mundial depende da eficácia de muitas ferramentas políticas, incluindo Avaliação de Impacto Ambiental. Enquanto pesquisadores tem há muito tentado entender como informações sobre biodiversidade afetam o processo de tomada de decisão da AIA, poucos estudos têm avaliado o desafio particular das espécies ameaçadas de plantas. Espécies ameaçadas de plantas, conforme as leis federais de proteção da vegetação nativa e proteção da Mata Atlântica, devem ser consideradas nas AIA previamente à sua autorização de supressão, com as devidas medidas mitigadoras e compensatórias. Este trabalho, baseado na análise de conteúdo de 83 processos de AIA e respectivos pareceres técnicos no estado de Minas Gerais, Brasil, avaliou como as espécies ameaçadas de plantas foram consideradas no processo decisório, tendo encontrado registro de espécies ameaçadas em áreas potencialmente afetadas nos estudos realizados pelos empreendedores em 31 projetos (37% dos projetos com solicitação de supressão de vegetação), um dado que sugere que a consideração de espécies ameaçadas na AIA tende a ser incomum, mesmo em projetos com remoção de vegetação. O conteúdo detalhado avaliado dos 31 processos com ocorrência de espécies ameaçadas revelou que, de forma geral, a AIA no estado de Minas Gerais tem sido usada como uma ferramenta compensatória para a remoção de espécies arbóreas, uma vez que inventários de flora e métodos de avaliação de impacto, ainda que diversos, tenderam a focar nos hábitos arbóreos. Houve variações de propostas de compensação de plantio de novos indivíduos das espécies ameaçadas por indivíduos suprimidos de 1:1 a 50:1.. Este estudo sugere melhorias na legislação existente, além do desenvolvimento de guias técnicos e capacitação de corpo técnico para os stakeholders de AIA.

Palavras-chave: Avaliação de Impacto Ambiental, espécies ameaçadas da flora, compensação

ABSTRACT

The world's declining flora biodiversity depends on the efficacy of many policy tools including EIA. While scholars have long been trying to understand how biodiversity information affects EIA decision-making, very few studies have addressed the specific challenges associated with threatened plant species. This study, based on content analysis of 83 EIA processes and respective EIS review reports in the southeastern Brazilian state of Minas Gerais, evaluated the extent to which threatened plant species are considered in decision-making. This study found that the occurrence of threatened plant species in potentially affected areas were informed by developers in 31 projects (37% of the 83 projects with proposals of vegetation removal), a finding that suggests that the consideration of threatened species in EIA tend to be uncommon, even when projects propose vegetation removal. The detailed content analysis of the 31 EIA projects with occurrence of threatened species revealed that developers tend to communicate impacts and respective compensation programs mainly in connection with tree habits, and under a variety of tacit rationales. Identified compensation rates of removed tree species varied from 1:1 to 50:1. Flora inventory and impact assessment methods, while diverse, tend to focus on tree habits. Overall, EIA in southeastern Brazil has been mainly working as an occasional compensation tool for the removal of tree species. The study calls for improvements in existing legislation and for the development of technical guidance and capacity-building programs for EIA stakeholders.

Keywords: environmental impact assessment (EIA); environmental licensing; flora biodiversity; threatened plant species; Minas Gerais, Brazil.

Sumário

1 Introdução 9

2 Objetivos 13

2.1 Objetivo Geral 13

2.2 Objetivos Específicos 13

3 Revisão da literatura 14

3.1 Legislação ambiental e políticas de proteção à flora vinculadas à AIA 14

3.1.1 A Lei da Proteção da Vegetação Nativa – "novo Código Florestal" 17

3.1.2 A Lei de Proteção da Mata Atlântica 18

3.1.3 A aplicação da legislação ambiental relativa às espécies ameaçadas da flora na avaliação de impacto ambiental 21

3.2 Avaliação de impacto ambiental e licenciamento ambiental 25

3.3 A supressão de vegetação nativa autorizada em Minas Gerais 31

3.4 As espécies ameaçadas da flora 34

4 Metodologia 38

5. Resultados e discussão 42

5.1 Frequência e avaliação das decisões 42

5.2 Questões relacionadas às espécies de plantas e problemas identificados na etapa de avaliação dos estudos 43

5.3 programas de mitigação e compensação 50

5.4 Alternativas técnicas e políticas para a conservação das espécies ameaçadas pela avaliação de impacto ambiental 53

6 Conclusões 57

7 Referências bibliográficas 59

1 INTRODUÇÃO

A principal ameaça para a biodiversidade de plantas no mundo é a destruição de habitat (Brooks *et al.*, 2002), inclusive por empreendimentos e atividades humanas, representando a causa mais importante para 91% das espécies ameaçadas de plantas, conforme as estimativas da IUCN, em 2000 (Dirzo & Raven, 2003). As espécies de plantas são avaliadas pelo seu status de conservação, classificadas em categorias pela estimativa da probabilidade de se tornaram extintas em um futuro próximo. A listagem de espécies e classificação de grau de ameaça proposta pela IUCN (*International Union for Conservation of Nature* – União Internacional pela Conservação da Natureza) são mundialmente utilizados e reconhecidos como importante etapa da conservação de espécies ameaçadas (Rodrigues *et al.*, 2006; Mace *et al.*, 2008; Collen, 2016). Atualmente, são 20 mil espécies de plantas listadas oficialmente no mundo, sendo 4.898 na categoria criticamente ameaçada e 7.323 na categoria ameaçada (IUCN, 2017), valores que, conforme alguns autores, podem estar subestimados (Martins *et al.*, 2018; Pimm & Joppa, 2015).

No Brasil, especificamente, das 6.029 espécies avaliadas pelo Centro Nacional de Conservação da Flora (CNC Flora), 48% encontram-se ameaçadas de extinção, principalmente na Mata Atlântica e no Cerrado (Martins *et al.*, 2018). Controlar essas ameaças sobre a biodiversidade e a destruição de habitats depende de um forte arcabouço legal no país (Ganem, 2010) e de sua aplicação por meio dos instrumentos presentes na legislação, principalmente a instituição de áreas protegidas nas regiões mais relevantes. Contudo, ainda que indubitavelmente a instituição de áreas protegidas, principalmente pelas unidades de conservação, seja fundamental para a manutenção de habitat para as espécies da flora e da fauna, há que se considerar que apenas um pequeno percentual do território se encontra legalmente protegido (da ordem de 13% do mundo, conforme Bertzky *et al.*, 2012, e 14% no Brasil ocupados pelas Unidades de Conservação de Proteção Integral, conforme ICMBio, 2016). Mais ainda, aproximadamente 53% da vegetação nativa do Brasil se encontra em propriedades privadas (Soares-Filho *et al.*, 2014). Dentre os biomas brasileiros, a Mata Atlântica e o Cerrado possuem pouco menos de 10% de seu território ocupado por Unidades de Conservação (ICMBio, 2016). Em se tratando do Cerrado brasileiro, apenas uma pequena parcela das áreas identificadas como de elevada riqueza se encontra em áreas protegidas, ao mesmo tempo em que uma pequena fração das áreas protegidas está inserida nos polígonos de maior diversidade de

espécies herbáceas e arbustivas (Amaral *et al.*, 2017). Dessa forma, a compatibilização entre as atividades humanas e a conservação das espécies nas áreas não protegidas legalmente, particularmente nas áreas privadas, deve ser avaliada pelas políticas públicas (Silva & Tabarelli, 2000), principalmente pelos instrumentos da política nacional do meio ambiente. É justamente essa compatibilização, por meio da antecipação dos impactos, avaliação das atividades e proposição de medidas mitigadoras, o objetivo final da avaliação de impacto ambiental (BRASIL, 1981).

A Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), ainda que não tenha como objetivo principal a conservação da biodiversidade, tem sido mencionada como uma importante ferramenta para a conservação da biodiversidade (Mandelik *et al.*, 2005), fato que fica corroborado na Convenção da Diversidade Biológica (CDB, 2004) e na legislação de diversos países (Khera & Kumar, 2010). A AIA busca garantir que a biodiversidade seja avaliada em projetos de desenvolvimento e que eventuais impactos negativos sejam mitigados e/ou compensados, ou mesmo que projetos não ocorram caso não seja de interesse público. A avaliação de impacto de empreendimentos sobre a biodiversidade é particularmente relevante pois ela se aplica a praticamente qualquer porção de território, enquanto uma relativa pequena porcentagem da área do planeta é considerada como área protegida legalmente. Ela pretende ainda que impactos negativos sobre a biodiversidade sejam prevenidos em empreendimentos e que qualquer impacto negativo residual seja mitigado ou compensado.

A pesquisa mundial tem se preocupado há muito tempo com a consideração da biodiversidade na Avaliação de Impacto Ambiental. Uma preocupação comum na literatura tem sido a qualidade da informação sobre biodiversidade nos estudos da AIA (por exemplo, Atkinson *et al.*, 2000, Geneletti *et al.*, 2003, Gontier *et al.*, 2006, Khera and Kumar, 2010, Mandelik *et al.*, 2005b, Söderman, 2005, Garrard *et al.*, 2008). Porém, Khera & Kumar (2010) identificaram problemas relacionados a falhas nos dados básicos da biodiversidade regional, falta de consideração em projetos de monitoramento e pouca participação pública. Garrard *et al.* (2015) argumentaram que alguns desses problemas têm origem nas limitações metodológicas de coleta de dados de campo, que são incapazes de detectar todas as espécies ameaçadas de um sistema, informação corroborada por Dias *et al.*, (2019), que encontraram limitações metodológicas nos inventários de fauna nas Avaliações de Impacto Ambiental brasileiras. Slootweg and Kolhoff (2003) também mostraram que a baixa qualidade das informações de biodiversidade na AIA pode estar relacionada com o escopo no processo de AIA,

um fato corroborado por Wegner *et al.* (2005) em suas investigações de percepções de *stakeholders* sobre avaliação de impacto sobre biodiversidade.

A biodiversidade, nesses estudos, considera tanto os aspectos relacionados aos impactos sobre as espécies, como as questões ecológicas e de serviços ecossistêmicos (Swanenpoel, 2019). Contudo, poucos trataram da flora objetivamente nos estudos ambientais e menos ainda as espécies ameaçadas de plantas, que possuem desafios e questões de conservação específicas (Heywood, 2017; Garrard *et al.*, 2008). Os possíveis impactos negativos sobre a flora, enquanto parte da biodiversidade a ser considerada na AIA, devem ser avaliados com cuidado, já que são comumente menosprezados em estudos (Venu, 1999) ou mal avaliados em locais de grande biodiversidade (Ritter *et al.*, 2017), por questões de detectabilidade dos próprios métodos empregados (Garrard *et al.*, 2008). A má avaliação de impactos sobre as espécies ameaçadas pode resultar em consequências severas, já que decisões erradas ou mal informadas podem levar a extinções locais ou agravamento das condições de ameaça das espécies (Khera & Kumar, 2010; Wintle *et al.*, 2005).

Avaliar impactos das atividades em espécies ameaçadas é um ponto chave em legislações de vários países, como a australiana e a estadounidense que exigem avaliação de impacto de qualquer atividade que possa ter efeito significativo sobre uma espécie ameaçada, com aprovação do órgão governamental. No Brasil, apesar de não existir uma lei única, o conjunto de leis também segue o mesmo padrão, exigindo que sejam avaliados impactos sobre as espécies ameaçadas nos casos de supressão das mesmas, com as devidas medidas mitigadoras e compensatórias (Lei Federal 12.651/2012, BRASIL, 2012). Contudo, diante das questões postas sobre avaliação da biodiversidade na avaliação de impacto, resta incerto o potencial da AIA para sua proteção, sobretudo para espécies ameaçadas da flora, particularmente em ambientes megadiversos.

O objetivo deste trabalho é, portanto, avaliar em que medida processos da avaliação de impacto ambiental, em especial a etapa de avaliação técnica dos estudos ambientais por meio dos pareceres técnicos, considera as espécies ameaçadas da flora nas tomadas de decisão, utilizando o contexto empírico do estado de Minas Gerais, Brasil, onde os processos de licenciamento ambiental são geralmente vinculados à AIA. Apesar de explorar o contexto brasileiro, particularmente do estado de Minas Gerais, entende-se que as informações apresentadas aqui podem ser relevantes para

profissionais e acadêmicos de todo o mundo preocupados com a efetividade da AIA como um instrumento de proteção da biodiversidade.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar como as espécies ameaçadas da flora são consideradas no processo decisório da Avaliação de Impacto Ambiental estadual em Minas Gerais.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Avaliar como o processo de avaliação de impacto ambiental considera as espécies ameaçadas relacionadas a:

- Diagnóstico e identificação de espécies ameaçadas da flora.
- Predição e qualificação dos impactos negativos sobre as espécies ameaçadas da flora.
- Medidas mitigadoras e compensatórias relacionadas aos impactos negativos sobre espécies ameaçadas da flora.

Adicionalmente, pretende-se verificar se os critérios legais exigidos para autorização de supressão de espécies ameaçadas são observados em processos de AIA em Minas Gerais e, por fim, realizar uma discussão sobre o uso de AIA como ferramenta de conservação de espécies ameaçadas da flora.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL E POLÍTICAS DE PROTEÇÃO À FLORA VINCULADAS À AIA

Enquanto alguns países possuem legislações específicas para proteção das espécies ameaçadas, como os Estados Unidos com a Lei de Espécies Ameaçadas (*Endangered Species Act, USA*) ou a Lei de Proteção Ambiental e Conservação da Biodiversidade australiana (*Environment Protection and Biodiversity Conservation - EPBC Act*), o Brasil não possui uma norma única focada na proteção da biodiversidade. Ainda que existam os Decretos Federais no. 4.703 de 21 de maio de 2003 (BRASIL, 2003) e 4.339 de 22 de agosto de 2002 (BRASIL, 2002), que dispõem sobre o Programa e a Política Nacional da Diversidade Biológica, respectivamente, neles são tratadas apenas de forma geral a política e as diretrizes de conservação das espécies ameaçadas. As verdadeiras ações de conservação e ferramentas, em particular para a proteção de espécies da flora ameaçada, são tratadas de forma difusa em 4 regramentos principais: a Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Lei Federal 9.985, de 18 de julho de 2000), a Lei da Proteção da Vegetação Nativa (Lei Federal 12.651 de 25 de maio de 2012), a Lei de Proteção da Mata Atlântica (Lei Federal 11.428 de 22 de dezembro de 2006) e a Lei Federal 6.938 de 31 de agosto de 1981, que institui a Política Nacional de Meio Ambiente e, em particular, a Avaliação de Impacto Ambiental.

A forma mais direta de garantir a conservação das espécies é instituir áreas protegidas, denominadas comumente no Brasil como Unidades de Conservação (Deguise & Kerr, 2006; Hintz & Garvey, 2012), que estão sob grande pressão pelos empreendimentos (Fernandes *et al.*, 2017). As áreas protegidas podem ser de uso sustentável, de forma a regulamentar o tipo de atividade possível em seu interior, ou de proteção integral, com uso restrito (Fenu, 2017; Choe *et al.*, 2018). No Brasil, as Unidades de Conservação são regidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação, o SNUC, que regulamenta as modalidades de unidades existentes e as formas de uso nas categorias (BRASIL, 2000). Nessas áreas, as populações das espécies estão protegidas das principais ameaças atuais, em particular as espécies da flora. A Lei do SNUC estabelece que grandes projetos que tenham significativo impacto ambiental paguem uma taxa de compensação ao órgão ambiental, proporcional aos investimentos e impactos de cada projeto. Essas

compensações, calculadas e cobradas nos processos de AIA, tornaram-se uma das mais importantes fontes de arrecadação para unidades de conservação no Brasil (Fonseca & Leite, 2016).

A Lei da Proteção da Vegetação Nativa é também conhecida como Código Florestal. Em 2012, o antigo código foi substituído pela Lei Federal no. 12.651 de 25 de maio de 2012, após 13 anos de debates no Congresso Nacional (Brancalion *et al.*, 2016). Essa norma traz que a supressão de vegetação que abrigue espécies da fauna ou da flora ameaçadas de extinção dependerá da adoção de medidas compensatórias e mitigadoras que assegurem a conservação das espécies. Isso, implicitamente, gera a necessidade de avaliação de impacto de forma a propor medidas proporcionais e adequadas para a autorização de intervenção pelo órgão governamental. Essa lei não foi ainda regulamentada e, portanto, não há esclarecimentos sobre quais seriam as medidas compensatórias e mitigadoras que assegurem a conservação da espécie, gerando contradições ou incertezas (Brancalion *et al.*, 2016).

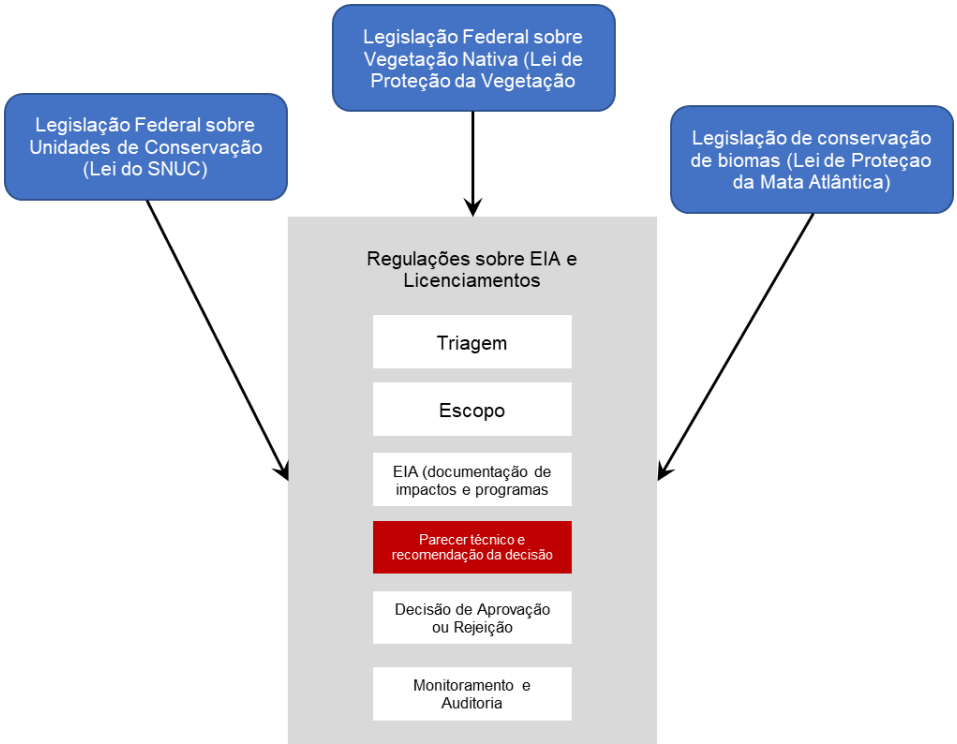
A Mata Atlântica é um dos biomas brasileiros que possuem uma legislação específica devido à enorme degradação do bioma pela ocupação do território, que abriga cerca de 70% da população brasileira (Varjabedian, 2010). A Mata Atlântica ocupa cerca de 12,4% do seu território original, dos quais 80% se encontram em áreas privadas (ONG SOS Mata Atlântica, 2019). A Lei de Proteção da Mata Atlântica traz que a vegetação nativa em estágios sucessionais médio e avançado estão vedados de intervenção desde que possuam espécies ameaçadas da flora e da fauna e a intervenção sobre a vegetação prejudique a sobrevivência da espécie. Contudo, a lei foi regulamentada pelo Decreto Federal n° 6.660, de 21 de novembro de 2008, que diz que a supressão de vegetação nativa não estaria proibida, mas deve ser precedida de parecer técnico do órgão ambiental atestando (1) a inexistência de alternativa técnica e locacional e (2) a mitigação dos impactos, de forma a não agravar a sobrevivência *in situ* da espécie. A norma detalha ainda o que seriam os riscos à sobrevivência *in situ* das espécies: (2a) somente aquelas com ocorrência restrita à área de intervenção ou (2b) variabilidade genética exclusiva na área de intervenção. Estes dois critérios, idealmente, deveriam ser considerados nas avaliações de impacto ambiental analisadas pelos órgãos competentes, previamente à autorização de intervenção.

Além das três leis mencionadas anteriormente, a Política Nacional do Meio Ambiente possui importantes ferramentas para a conservação da biodiversidade, incluindo licenciamento ambiental

e avaliação de impacto ambiental. A Política Nacional de Meio Ambiente surgiu em 1981, consolidando a Avaliação de Impacto Ambiental como uma forma de prever potenciais impactos de atividades para subsidiar a tomada de decisão sobre projetos ou programas e quais seriam as medidas mitigadoras necessárias. O processo de avaliação de impacto possui etapas: i) o escopo, quando se definem os estudos necessários para a avaliação dos impactos; ii) a elaboração de estudos técnicos, com identificação de aspectos e impactos; iii) a proposição de medidas mitigadoras e, quando não possíveis, compensatórias para os impactos identificados e; iv) a tomada de decisão (Glasson and Therivel, 2019, Morgan, 1998). Quanto maior o impacto potencial de um projeto, maior deve ser o rigor do processo de tomada de decisão. No caso dos processos nos órgãos ambientais brasileiros, a tomada de decisão normalmente é feita por um órgão colegiado com representação social, subsidiado por um parecer técnico do órgão ambiental com base nos estudos apresentados pelo empreendedor ou por terceiros. Estes pareceres técnicos são o objeto de análise deste estudo. O fato de os estudos serem elaborados por consultores e financiados pelo empreendedor pode, a primeira vista, parecer conflituoso. Contudo, cabe ao órgão ambiental e aos pareceristas filtrarem as informações e avaliarem de forma imparcial. Como destacado por Fonseca e Rodrigues (2017), procedimentos de licenciamento e AIA no Brasil são diversos, por se adaptarem às normas regionais. São realizados principalmente pelos órgãos ambientais dos estados da federação. Durante os processos, tanto o empreendedor como o órgão licenciador devem observar as legislações sobre biodiversidade, particularmente as mencionadas anteriormente, que possuem requisitos obrigatórios vinculados à avaliação de impacto.

As quatro normas, em conjunto, trazem um arcabouço de legislação que visa proteger a biodiversidade de duas formas: em locais mais representativos por meio de unidades de conservação e nas demais áreas por meio da avaliação de impacto para preservar as espécies em consonância com atividades econômicas. Conforme pode ser observado (FIG.1), a AIA está conectada a outras legislações obrigatórias que devem ser consideradas no processo de tomada de decisão.

Figura 1 A interdependência da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) e outras leis ambientais no Brasil, destacando as etapas do processo de AIA nos quais impactos relevantes sobre a flora podem ser considerados



Sobre as duas normas com requisitos para a Avaliação de Impacto ambiental, a Lei da Mata Atlântica e Lei da Proteção da Vegetação Nativa, uma avaliação mais detalhada é apresentada a seguir. Ambos regulamentam a proteção das espécies vegetais fora das áreas protegidas ou unidades de conservação, que possuem planos de gestão e manejo específicos.

3.1.1 A Lei da Proteção da Vegetação Nativa – "novo Código Florestal"

O antigo código florestal de 1965 (Lei Federal n° 4.771, de 15 de setembro de 1965, BRASIL, 1965) normatizava a proteção, a exploração e a recuperação da vegetação nativa no Brasil, trazendo, principalmente, restrições ao uso da propriedade pela instituição da chamada "Reserva Legal" – uma área da propriedade que deveria ser preservada e com usos restritos, e as Áreas de Preservação Permanente, sobre espaços que necessitam de vegetação nativa como matas ciliares, topos de morro e encostas. O nome, Código Florestal, foi erroneamente imposto, uma vez que não se trata de um código (conjunto de dispositivos legais sobre um determinado campo jurídico, como o Código Penal), não se restringe a florestas, abrangendo todos os ecossistemas terrestres nativos

(Brancalion *et al.*, 2016). A legislação trazia alguns dispositivos sobre espécies ameaçadas, mas nenhuma vedação objetiva enquanto a intervenção em áreas de ocorrência.

O "Novo Código Florestal", ou mais corretamente a Lei da Proteção da Vegetação Nativa, foi uma legislação polêmica, criada após debates políticos, técnico-científicos e econômicos, principalmente com a instituição de decretos presidenciais que passaram a efetivar as políticas do antigo código (Soares-Filho *et al.*, 2014). É tida hoje por especialistas como uma norma fundamental para preservação do que resta no Brasil da flora, da fauna e dos mananciais nativos (Brancalion *et al.*, 2016).

Em seu artigo 27º, a Lei Federal 12.651 de 25 de maio de 2012 traz que:

> Art. 27. Nas áreas passíveis de uso alternativo do solo, a supressão de vegetação que abrigue espécie da flora ou da fauna ameaçada de extinção, segundo lista oficial publicada pelos órgãos federal ou estadual ou municipal do Sisnama, ou espécies migratórias, dependerá da adoção de medidas compensatórias e mitigadoras que assegurem a conservação da espécie.

Reconhecidamente, vários artigos da lei proíbem a conversão de novas áreas de vegetação nativa em áreas agrícolas ou outras atividades, em situações específicas (Brancalion *et al.*, 2016), como a mencionada acima. A Lei Federal 12.651 de 2012 não foi ainda regulamentada em diversos de seus artigos e, portanto, não há esclarecimentos sobre quais seriam as medidas compensatórias e mitigadoras que assegurem a conservação da espécie. As pendências de regulamentação seriam um problema para aplicação dos seus artigos, gerando contradições ou incertezas (Brancalion *et al.*, 2016).

3.1.2 A Lei de Proteção da Mata Atlântica

A Mata Atlântica é o único bioma no Brasil que possui uma legislação específica em nível federal. Existem hoje projetos de lei sobre outros biomas, como o do Pantanal (Projeto de Lei 9950/2018), com tratamento similar ao da Mata Atlântica. Em 2006, foi instituída Lei Federal 11.428 de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa no Bioma Mata Atlântica e dá outras providências. Isso se deve, principalmente, à enorme degradação do bioma pela ocupação do território com a população brasileira, já que em 12% do território nacional abriga

cerca de 70% da população do país(Varjabedian, 2010). Hoje, a Mata Atlântica ocupa cerca de 12,4% do seu território original , os quais 80% se encontram em áreas privadas (ONG SOS Mata Atlântica, 2019), sendo ainda considerada Patrimônio Nacional pela Constituição Federal (artigo 225), um dos *hotspots* da biodiversidade, abrigando mais de 10 mil espécies da flora, e se estima que mais de 50% delas sejam endêmicas do Bioma (Bastos *et al.*, 2007).

Diferentemente da Lei de Proteção da vegetação Nativa, que se aplica a todo o território brasileiro, a Lei de Proteção da Mata Atlântica se aplica somente às áreas definidas como ocupadas pelo Bioma pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e as fitofisionomias: i) Floresta Ombrófila Densa; ii) Floresta Ombrófila Mista, também denominada de Mata de Araucárias; iii) Floresta Ombrófila Aberta; iv) Floresta Estacional Semidecidual e; v) Floresta Estacional Decidual, bem como os manguezais, as vegetações de restingas, campos de altitude, brejos interioranos e encraves florestais do Nordeste (BRASIL, 2006).

A lei veio substituir o Decreto Federal n. 99.547 de 1990, que proibia qualquer intervenção em vegetação nativa no bioma Mata Atlântica e o Decreto Federal no. 750 de 10 de fevereiro 1993, que regulamentava a supressão de vegetação nos estágios médio e avançado dentro do Bioma Mata Atlântica. Por se tratarem de normas muito restritivas, foram substituídos pela lei anteriormente mencionada, aprovada no Congresso nacional (PRADO *et al.*, 2014) e regulamentada pelo Decreto Federal no. 6.660 de 2008.

Sobre a intervenção em áreas de vegetação nativa, a lei traz diversos dispositivos, mas mais objetivamente sobre espécies ameaçadas, tem-se que:

> Art. 11. O corte e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração do Bioma Mata Atlântica ficam vedados quando:
> I - a vegetação:
> **a) abrigar espécies da flora e da fauna silvestres ameaçadas de extinção, em território nacional ou em âmbito estadual, assim declaradas pela União ou pelos Estados, e a intervenção ou o parcelamento puserem em risco a sobrevivência dessas espécies** (grifo nosso);
> b) exercer a função de proteção de mananciais ou de prevenção e controle de erosão;
> c) formar corredores entre remanescentes de vegetação primária ou secundária em estágio avançado de regeneração;
> d) proteger o entorno das unidades de conservação; ou
> e) possuir excepcional valor paisagístico, reconhecido pelos órgãos executivos competentes do Sistema Nacional do Meio Ambiente - SISNAMA;

> II - o proprietário ou posseiro não cumprir os dispositivos da legislação ambiental, em especial as exigências da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, no que respeita às Áreas de Preservação Permanente e à Reserva Legal.
> Parágrafo único. Verificada a ocorrência do previsto na alínea a do inciso I deste artigo, os órgãos competentes do Poder Executivo adotarão as medidas necessárias para proteger as espécies da flora e da fauna silvestres ameaçadas de extinção caso existam fatores que o exijam, ou fomentarão e apoiarão as ações e os proprietários de áreas que estejam mantendo ou sustentando a sobrevivência dessas espécies.

Como pode ser observado na legislação, a supressão de vegetação nativa no bioma Mata Atlântica fica vedada para as fitofisionomias em estágio médio ou superior, quando abrigar espécies da fauna e da flora ameaçadas de extinção e a intervenção puser em risco a sobrevivência das espécies. Inovando frente ao Decreto anterior, a lei detalha ainda que os órgãos ambientais do poder executivo adotarão medidas necessárias para proteger as espécies ameaçadas ou fomentarão e apoiarão as ações e os proprietários de áreas que estejam mantendo ou sustentando a sobrevivência dessas espécies. Essa medida contrasta com o Inciso II, no qual aparece um caráter de sanção, na medida em que valoriza os proprietários que mantêm ou sustentam espécies (Bastos *et al.*, 2007).

Conforme citado anteriormente, o Decreto Federal no. 6660, de 21 de novembro de 2008 que regulamenta a Lei de Proteção da Mata Atlântica, traz um capítulo sobre a supressão de espécies ameaçadas, a saber:

> CAPÍTULO XII
> DA SUPRESSÃO DE ESPÉCIES AMEAÇADAS DE EXTINÇÃO
> Art. 39. A autorização para o corte ou a supressão, em remanescentes de vegetação nativa, de espécie ameaçada de extinção constante da Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção ou constantes de listas dos Estados, nos casos de que tratam os arts. 20, 21, 23, incisos I e IV, e 32 da Lei no 11.428, de 2006, deverá ser precedida de parecer técnico do órgão ambiental competente atestando a inexistência de alternativa técnica e locacional e que os impactos do corte ou supressão serão adequadamente mitigados e não agravarão o risco à sobrevivência in situ da espécie.
> Parágrafo único. Nos termos do art. 11, inciso I, alínea “a”, da Lei no 11.428, de 2006, é vedada a autorização de que trata o caput nos casos em que a intervenção, parcelamento ou empreendimento puserem em risco a sobrevivência in situ de espécies da flora ou fauna ameaçadas de extinção, tais como:
> I - corte ou supressão de espécie ameaçada de extinção de ocorrência restrita à área de abrangência direta da intervenção, parcelamento ou empreendimento; ou
> II - corte ou supressão de população vegetal com variabilidade genética exclusiva na área de abrangência direta da intervenção, parcelamento ou empreendimento.

Essa norma detalha, portanto, a forma de se autorizar a supressão de espécies ameaçadas, mostrando que a vedação constante na lei não é absoluta, mas necessariamente precedida de AIA realizada pelo órgão ambiental competente, por meio de parecer técnico. São dois os critérios principais para autorização: (1) a inexistência de alternativa técnica e locacional e (2) a mitigação dos impactos, de forma a não agravar a sobrevivência *in situ* da espécie. O decreto detalha ainda o que seriam os riscos à sobrevivência *in situ* das espécies: (2A) somente aquelas com ocorrência restrita à área de intervenção ou (2B) variabilidade genética exclusiva na área de intervenção. Estes dois critérios, idealmente, deveriam ser considerados nas avaliações de impacto ambiental realizadas pelos órgãos competentes.

A legislação, portanto, traz como fundamental a avaliação de impacto, e não só o licenciamento, no intuito de exercer a discricionariedade nos julgamentos dos impactos dos empreendimentos sobre as sobrevivências das espécies. Seria importante, para aplicação da legislação, conhecimento científico básico sobre as espécies ameaçadas, como sua distribuição, sua variabilidade genética, seus aspectos ecológicos relativos à reprodução, dispersão, entre outros.

3.1.3 A aplicação da legislação ambiental relativa às espécies ameaçadas da flora na avaliação de impacto ambiental

Frente às duas leis principais apresentadas, a Lei de Proteção da Vegetação Nativa e a Lei de Proteção da Mata Atlântica, e sua regulamentação existente, deve-se discutir como a aplicação dessas normas se daria dentro dos procedimentos de avaliação de impacto e de licenciamento ambiental. No caso específico de Minas Gerais, a Lei da Proteção da Vegetação Nativa foi trazida para o regramento estadual pela Lei Estadual no. 20.922 de 16 de outubro de 2013, trazendo em seu texto o Artigo 67º:

> Art. 67. Nas áreas passíveis de uso alternativo do solo, a supressão de vegetação que abrigue espécie da flora ou da fauna migratória ameaçada de extinção, segundo lista oficial publicada por órgão do Sisnama, fica condicionada à adoção de medidas compensatórias e mitigadoras que assegurem a conservação da espécie.

A mesma norma vaga que é observada no âmbito federal se repete no âmbito estadual, e ainda sem regulamentação. Não há descrição de quais medidas compensatórias ou mitigadoras seriam possíveis ou necessárias para assegurar a conservação da espécie, de quando ou como as

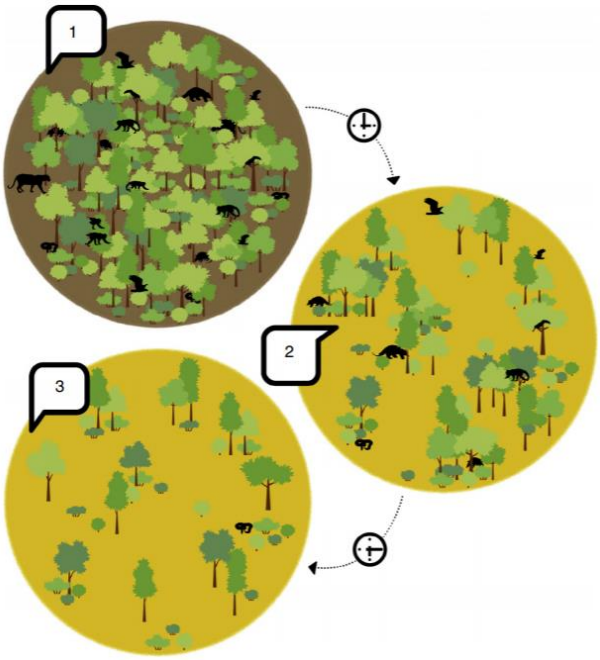
compensações seriam cobradas e quais critérios técnicos e científicos deveriam ser considerados para a avaliação da compensação ou da mitigação.

O estado de Minas Gerais possui dois grandes biomas, conforme os mapas oficiais do IBGE: o Cerrado e a Mata Atlântica. Há ainda fragmentos da Caatinga, mas ao qual foi dado o mesmo tratamento da Mata Atlântica em termos jurídicos de aplicação da Lei de Proteção da Mata Atlântica, e um bioma ainda não reconhecido oficialmente, mas que ganha força cientificamente – o dos campos rupestres (Silveira *et al.*, 2016). O Cerrado é a maior savana neotropical, ocupando 23% do território brasileiro. É considerado um *hotspot* de biodiversidade, com mais de 12 mil espécies de plantas e grande quantidade de endemismos (Mendonça *et al.*, 2008).

As legislações abrem as possibilidades de autorização de supressão, desde que não causem diretamente a extinção imediata de espécies da flora. Contudo, trazem à tona um fenômeno ecológico relevante: a fragmentação de habitats. Conforme a IUCN (2017), 31% de espécies são ameaçadas por questões ligadas à redução de habitat e fragmentação, dado reforçado por Wilson *et al.* (2016), A fragmentação sem dúvida deriva diretamente da perda de habitats, gerando pequenas ilhas de vegetação nativa em meio a matrizes antrópicas ou degradadas. Há efeitos sinérgicos que também devem ser considerados, sendo somente a perda de habitats um deles, como a configuração espacial dos fragmentos e a interação dos fragmentos com as matrizes. Conforme Brancalion *et al.*, (2016), ainda que novas áreas não sejam convertidas, muitas espécies de plantas e animais já se encontram condenadas pela fragmentação de habitat e pelo isolamento reprodutivo. Brancalion *et al.* (2016) exemplificam como a fragmentação de habitat pode contribuir para a extinção de espécies (FIG.2). O mesmo entendimento pode ser atribuído às espécies da flora.

Figura 2: Esquema demonstrando a fragmentação de habitat como pivô de extinção de espécies. Antes do desmatamento (1), a fauna pode se deslocar livremente por uma grande área de vegetação nativa, encontrar alimento, abrigo e parceiros para acasalamento. Isso permite que sejam mantidas populações grandes e saudáveis, ou seja, viáveis. Logo após o desmatamento (2), algumas espécies da fauna desaparecem de imediato de trechos muito pequenos e isolamentos de vegetação nativa, mas podem permanecer em áreas um pouco maiores e conectadas ou próximas a outras áreas. Mas com o tempo (3), o isolamento reprodutivo pode causar problemas genéticos e as áreas

pequenas podem não oferecer alimento suficiente para manter populações viáveis e fazer com que parte das espécies vá aos poucos sendo extinta. Fonte: Brancalion *et al.*, 2016



Uma consequência para as espécies de plantas é a perturbação de interações ecológicas entre as espécies da flora e da fauna, tanto de forma positiva, incluindo polinização ou dispersão de sementes, quanto de forma negativa (Galletti *et al.*, 2006). Estudos recentes em algumas espécies demonstraram que interferências negativas em ambientes nativos têm efeitos na ecologia de espécies como recrutamento, predação de sementes, sobrevivência de sementes, particularmente em espécies que dependem diretamente da relação com a fauna para completar seu ciclo de vida (Galletti *et al.*, 2006; Brocardo *et al.*, 2018). Há ainda fatores abióticos como o próprio efeito de borda que é maximizado pela fragmentação, que pode interferir no recrutamento de plântulas e no isolamento de populações (Cordeiro *et al.*, 2009; Wilson *et al.*, 2016; Soomers *et al.*, 2013).

Espécies com baixa densidade naturalmente podem sofrer ainda maiores impactos pela fragmentação de habitat, especialmente aquelas dependentes de polinizadores (Cordeiro *et al.*, 2009). Em alguns casos, a fragmentação de habitat já atingiu limites tão drásticos que apenas a conservação *ex situ* deve ser adequada para a espécie, que já se encontra a beira da extinção (Meiado *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2007).

Após a verificação da possibilidade de supressão da vegetação contendo as espécies ameaçadas, seria necessária a delimitação das medidas mitigadoras relativas à avaliação de impacto. Os impactos irreversíveis de supressão de vegetação, perda de espécimes da flora ameaçada de extinção e redução da população, podendo haver aumento do isolamento de populações existentes e agravo da condição de ameaça da espécie deveriam ser adequadamente compensados, já que poucas, ou nenhuma, medidas mitigadoras reduziriam este impacto.

Há uma confusão latente entre medidas de mitigação e controle com medidas de compensação (Bigard *et al.*, 2017; Bull *et al.*, 2016). As medidas mitigatórias propostas tradicionalmente para a supressão de espécies consistem no resgate de plantas e no plano de desmate feito corretamente. O resgate de plantas é realizado para espécies capazes de sofrer transposição, como herbáceas e arbustivas de interesse econômico (orquídeas, plantas medicinais), epífitas e espécies ameaçadas de extinção. Existem diversas compensações previstas pela supressão de vegetação, como a compensação pela supressão de vegetação nativa em estágios médio e avançado de sucessão no bioma Mata Atlântica (prevista pela Lei Federal 11.428 de 22 de dezembro de 2006), a compensação pela intervenção em Área de Preservação Permanente (prevista pela Resolução CONAMA no. 369 de 28 de março de 2006 e que, no estado de Minas Gerias é recepcionada por parecer vinculante da AGE). Todas essas medidas representam elevado custo econômico, onerando os projetos. Há, no momento, duas normas que tratam das compensações por supressão de espécies ameaçadas. A primeira delas, em nível federal, é a Resolução CONAMA no. 300 de 20 de março de 2002 que traz em seus dispositivos a necessidade de reposição de todos indivíduos de espécies ameaçadas que forem suprimidos. A segunda é a Resolução COPAM no. 114 de 10 de abril de 2008 (norma estadual) que exige que para cada exemplar arbóreo de espécies ameaçadas em supressões de indivíduos isolados, devem ser repostos 50 novos indivíduos. A aplicação dessas normas será discutida posteriormente.

Apesar de as leis da Mata Atlântica e da Proteção da Vegetação Nativa trazerem a clara obrigação de medidas mitigadoras e compensatórias, não existe no regramento jurídico ou procedimental, por exemplo termos de referência ou instruções de serviço, menção ou balizamento de como realizar essas medidas, de forma a garantir a sobrevivência *in situ* das espécies ameaçadas, deixando a critério técnico do órgão ambiental, mais especificamente da equipe responsável pela análise, a delimitação destas.

3.2 AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL E LICENCIAMENTO AMBIENTAL

A avaliação de impacto ambiental é um instrumento que permite, no âmbito de um empreendimento ou atividade potencial ou efetivamente poluidora, identificar impactos e propor medidas mitigadoras e compensatórias. Dessa forma, antes de um impacto acontecer, é possível avaliar previamente suas consequências em cada fase de uma atividade, auxiliando a sociedade na tomada de decisão sobre a viabilidade dos empreendimentos, por meio da licença ambiental.

Mundialmente, é conhecida como EIA – *Environmental Impact Assessment*. Foi desenvolvido, conforme a literatura global, a partir da legislação ambiental estadounidense, de 1969, por meio do *National Environmental Policy Act* (NEPA), e foi disseminado pelo mundo em suas respectivas legislações ambientais (FONSECA, 2015). As primeiras aplicações da avaliação de impacto ambiental no Brasil foram por meio de imposições de órgãos financiadores, como o Banco Mundial, a empreendimentos de grande porte, independentemente dos processos de licenciamento ambiental governamentais. Posteriormente, em 1981, surge como um dos instrumentos da Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA), estabelecida pela Lei Federal no. 6.938 de 31 de agosto de 1981 (BRASIL, 1981), juntamente com o licenciamento ambiental. O licenciamento ambiental já havia sido incorporado por algumas legislações estaduais, sendo Minas Gerais um dos estados pioneiros na exigência.

Licenciamento ambiental e avaliação de impacto ambiental (AIA) no Brasil estão interligados, mas não se confundem (FONSECA, 2015). A AIA é um processo por meio do qual se preveem potenciais efeitos de atividades com potencial impacto, de modo a subsidiar os tomadores de decisão quanto à continuidade ou não de projetos ou programas e quais seriam as medidas mitigadoras necessárias. O licenciamento de atividades potencialmente poluidoras pode incorporar a avaliação de impacto em seu processo, sendo realizado por meio de procedimentos legais que aprovem somente requisitos mínimos ou sejam meramente autodeclaratórios, como nos casos de atividades com impactos e medidas mitigadoras conhecidas pela ciência e pelos órgãos reguladores. No Brasil, contudo, e especialmente em Minas Gerais, os dois termos são usados indistintamente pelos órgãos ambientais e pela literatura, gerando uma conexão entre os instrumentos que não parece ser a regra em outros países.

O processo de AIA possui etapas, sendo a primeira delas definida como escopo (ou *scoping*). Tradicionalmente o empreendedor apresenta uma proposta com a intenção de realizar um projeto, indica a localização e descreve em linhas gerais o empreendimento. Por meio de uma triagem, são definidos quais os estudos e atos administrativos seriam pertinentes, bem como o escopo necessário para os estudos, que pode ser definido posteriormente ou pré-definido, por meio de termos de referência. Rocha e Fonseca (2014) realizaram um estudo sobre triagem em quatro estados brasileiros, mostrando que, ainda que haja similaridades nos processos entre os estados, projetos com características semelhantes podem ter procedimentos muito distintos em cada um deles, pautados mais por escolhas arbitrárias burocráticas do que por peculiaridades científicas e/ou técnicas. No caso da esfera federal, o IBAMA recebe uma guia com informações e as triagens são realizadas caso a caso, com simplificação dos procedimentos das etapas do licenciamento, mediante avaliação técnica (SOUSA, 2015).

Posteriormente, há que se definir o escopo dos estudos, os tipos de estudos e o conteúdo dos mesmos. Os estudos devem considerar os impactos significativos da atividade e do ambiente em que pretende se instalar. O objetivo de identificar e prever os impactos pode usar diferentes metodologias, como listas de verificação, matrizes, simulações, modelagens, sobreposições de cartas ou painéis. Uma falha neste processo cria riscos de trabalho desnecessário ou de perda de informações significativas (SNELL *et al.*, 2005). Nessa etapa, ocorre tradicionalmente uma consulta à população, enquanto partes interessadas nos processos, por meio de audiências públicas. As funções das audiências são de informar e esclarecer aos interessados sobre as atividades que potencialmente sejam instaladas e colher informações das comunidades sobre questões socioeconômicas e ambientais que possam impactar nas decisões de aprovar ou não o projeto.

Cabe ao empreendedor o custeio total dos estudos a serem apresentados, sempre por equipe multidisciplinar, independente, atendendo a todos os critérios definidos pelos Termos de Referência. Em alguns casos, são necessários dados primários, por coletas diretas, enquanto em outros, são suficientes dados secundários de fontes diversas. Conforme os estudos a serem elaborados, pode-se considerar, conforme Fonseca (2015), que o processo de licenciamento se encaixa ou não dentro do escopo da AIA. Os estudos simplificados ou somente autodeclaratórios não seriam incorporados à avaliação de impacto, apesar de haver identificação ou apontamento de impactos nos estudos.

Após a elaboração dos estudos necessários, por equipe multidisciplinar, contendo as informações previamente definidas para a avaliação da viabilidade do empreendimento, inicia-se a etapa da avaliação técnica e jurídica dos estudos pelo órgão competente. A avaliação passa pela verificação do atendimento ao escopo delimitado e pelo julgamento dos estudos. Paralelamente, são realizadas consultas e audiências públicas, uma medida fundamental para aumentar a participação social na avaliação de impacto. A decisão final é instruída por meio de um parecer técnico e jurídico, realizada pelas autoridades do órgão licenciador ou competente para a AIA ou por votação colegiada. As decisões acerca dos processos podem ser: i) indeferimento da proposta e direcionar para um novo processo; ii) indeferimento da proposta e direcionar para ajustes nos estudos; iii) deferimento da proposta com condicionantes; ou iv) deferimento da proposta sem condicionantes. O deferimento das propostas é comum, mas normalmente mediante algumas condicionantes vinculadas às medidas mitigadoras discutidas no âmbito da análise do processo.

Uma das etapas fundamentais, após a identificações dos impactos e decisão sobre o projeto, é a proposta de medidas mitigadoras. Glasson *et al.* (2005) entendem a mitigação como parte do processo de avaliação de impacto, englobando medidas para evitar, reduzir, remediar ou compensar qualquer impacto significativo e adverso. Uma visão mais detalhada traz o conceito da hierarquia da mitigação (*mitigation hierarchy*), diferenciando os conceitos de mitigação, remediação, controle e compensação, que devem ser aplicados em diferentes situações (Race & Fonseca, 1996; Tallis *et al.*, 2015).

Para a avaliação de impacto ambiental e o processo de licenciamento, há tradicionalmente na literatura uma hierarquia de ações para redução do impacto sobre a biodiversidade: o primeiro passo é evitar o impacto sobre a biodiversidade (por exemplo, evitar a construção de um empreendimento no local de ocorrência das espécies); o segundo passo é reduzir o tamanho da área afetada ou sua fragmentação, por meio da implantação ou manutenção de corredores ecológicos; o terceiro passo é conduzir recuperação das áreas impactadas pelo empreendimento no local; a quarta é implementar medidas de compensação para impactos residuais apenas (McKenney *et al.*, 2010). Contudo, apenas alguns países fazem referência expressa à hierarquia da mitigação em sua legislação de avaliação de impacto, sendo que o Brasil não é um deles (Villaroya *et al.*, 2014). A ausência de menção da hierarquia da mitigação na legislação e nos estudos dá poucas oportunidades para que seja trabalhada no processo (Villaroya *et al.*, 2014).

As compensações são adotadas nos processos de licenciamento, portanto, com fundamento na necessidade de compensar os impactos que não podem ser evitados ou mitigados por determinada atividade (ABEMA, 2013), particularmente os impactos relativos à perda da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos (Villarroya *et al.*, 2014). O mecanismo de compensação, portanto, deve guardar sintonia com os impactos ambientais que lhe dão origem.

Na literatura internacional, a compensação é tratada pelo termo *offset*. Comumente pode vir na forma de intervenções de manejo positivas, como restauração de habitat degradado, áreas com risco de degradação ou protegendo áreas sob as quais há iminente ou projetada perda de biodiversidade (Villarroya, 2014), por meio de financiamento de ações ou obrigação de fazer. A ideia de compensação pela perda da biodiversidade vem sendo discutida na literatura, sob a luz do conceito de "*no net loss*" ou até "*net gain*", que significam que o saldo final de impactos de uma atividade ou para o meio ambiente deve ser positivo ou ausente, mas nunca negativo, em termos de perda de biodiversidade (de Witt *et al.*, 2019).

"*No net loss*" ou "sem perda líquida" é o objetivo de que impactos residuais de empreendimentos na biodiversidade (depois da aplicação de outras medidas de mitigação) não exceda os ganhos das compensações. Não há uma definição universal, dependendo do que a biodiversidade e as preferências culturais, regionais e científicas avaliam como relevantes, variando em escala espacial, trocas chamadas "*like-for-like*" (por exemplo, substituindo um hectare de habitat de uma espécie por um hectare de habitat da mesma espécie) ou "*trading up*" (troca de habitat de uma espécie por um hectare de espécie mais relevante) (IUCN, 2014). Conforme a IUCN (2014), em muitos casos, mesmo compensações de baixa qualidade, incompletas e mal implementadas possuem melhores resultados positivos para a biodiversidade que o *status quo* de falta de compensação.

Na legislação brasileira, atualmente, a maior parte das compensações já é pré-definida em lei, como a compensação por significativo impacto prevista pela Lei Federal n° 9.985 de 18 de julho de 2000, que determina a implantação e manutenção de unidade de conservação; ou mesmo a compensação por supressão de vegetação nativa em estágios médio e avançado de sucessão, conforme a Lei Federal n° 11.428 de 22 de dezembro de 2006, por meio de instituição de servidão ambiental de área equivalente ou regularização de unidade de conservação (Sonter *et al.*, 2014). Há correntes na literatura, contudo, que indicam que as compensações não podem ser pré-definidas porque

dependem de toda uma avaliação prévia e da aplicação da própria hierarquia da mitigação para verificação de sua necessidade (Hayes *et al.*, 2007).

As propostas de empreendimentos que são autorizadas a prosseguir, devem ser acompanhadas pelo órgão ambiental, pela sociedade, mas especialmente pelo próprio empreendedor, seguindo os parâmetros e exigências legais e os avaliados nas etapas anteriores como de relevância primordial por meio de condicionantes. Isso é importante não só porque a inobservância do desempenho ambiental pode gerar multas e interrupção da atividade, como também para subsidiar novas decisões e avaliações de impacto, confirmando diagnósticos ou refutando hipóteses levantadas nos estudos, nas avaliações ou mesmo na etapa de decisão.

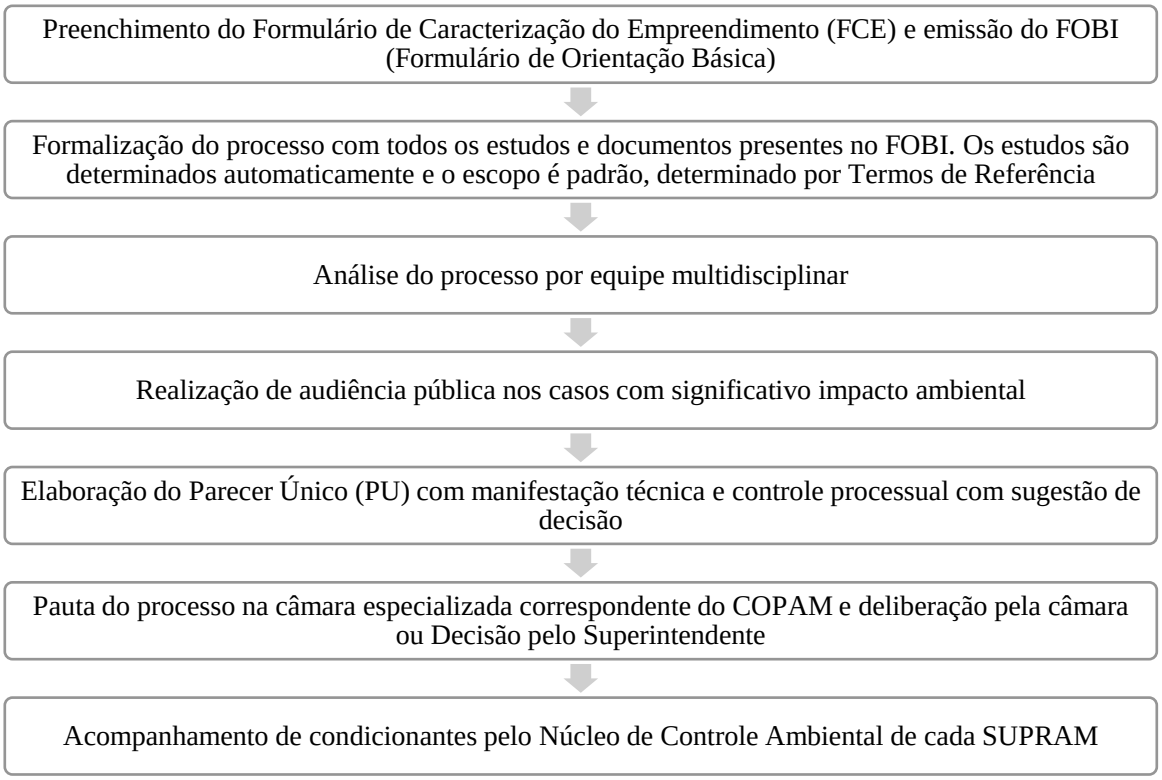
Como já mencionado anteriormente, no Brasil o licenciamento e a avaliação de impacto constantemente se confundem, apesar de estarem ambos presentes na Lei Federal n° 6.938, de 31 de agosto de 1981, que institui a Política Nacional de Meio Ambiente, como dois instrumentos distintos. O licenciamento é tido hoje como a mais importante ferramenta da Política Nacional do Meio Ambiente, na medida em que os demais instrumentos têm papel subsidiário em relação a ele, visando operacionalizar a avaliação de impactos e as medidas necessárias para mitigar, controlar e compensar os danos e impactos ambientais (ABEMA, 2013).

As regras para o licenciamento ambiental vieram, inicialmente, em alguns estados brasileiros, mas foram posteriormente incorporadas ao arcabouço federal por meio das Resolução CONAMA n° 01 de 23 de janeiro de 1986 (BRASIL, 1986), que regulamenta a avaliação de impacto ambiental e Resolução CONAMA n° 237 de 19 de dezembro de 1997, que regulamenta o licenciamento ambiental. Ainda que exista o IBAMA com um papel proativo no cenário do licenciamento, o papel principal foi atribuído aos estados (ABEMA, 2013).

O procedimento de licenciamento em Minas Gerais é desenvolvido pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD), criada pela Lei Estadual nº 11.903 de 6 de setembro de 1995. As decisões são levadas ao Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM), instituído pelo Decreto Estadual nº 18.466/1977, um conselho normativo, consultivo, colegiado e deliberativo. Compete ao COPAM aprovar os pareceres únicos, técnicos e jurídicos, e decidir, por intermédio de suas Câmaras Especializadas, as licenças para atividades efetiva ou potencialmente poluidoras.

O processo de licenciamento é todo realizado nas SUPRAMs (Superintendências Regionais de Meio Ambiente), espalhadas por todo o estado com atribuições regionais, e pela SUPPRI (Superintendência de Projetos Prioritários), criada pela Lei Estadual n° 21.972 de 21 de janeiro de 2016 e atualizada pela Lei Estadual n° 22796 de 28 de dezembro de 2017. Os processos são julgados pelo COPAM ou pelo Superintendente de cada unidade, conforme a classe e o porte. Juntamente com o licenciamento, são avaliadas a supressão de vegetação por meio da AIA (Autorização de Intervenção Ambiental) e as outorgas de recursos hídricos. O fluxograma de processo (FIG.3) é o seguinte:

Figura 3 Fluxograma de processos de licenciamento ambiental / AIA no estado de Minas Gerais



Os Pareceres Únicos são elaborados por equipe técnica multidisciplinar, com base nos estudos apresentados nos processos. Não há termos de referência para pareceres técnicos. Contudo, é com base nos pareceres principalmente que são tomadas as decisões sobre os processos de licenciamento ambiental. Os pareceres técnicos não substituem os estudos de impacto, mas neles são feitos juízos por parte da autoridade ambiental sobre a avaliação feita nos estudos e sobre a

relevância dos impactos, incluindo as medidas mitigadoras e compensatórias e, portanto, foi o instrumento mencionado no Decreto Federal n° 6.660 de 21 de novembro de 2008.

3.3 A SUPRESSÃO DE VEGETAÇÃO NATIVA AUTORIZADA EM MINAS GERAIS

Em Minas Gerais, como já mencionado, a supressão de vegetação nativa e plantada depende de um processo, no qual seriam apresentados estudos para verificação das características da vegetação nativa, possíveis vedações, impactos ambientais e medidas mitigadoras e compensatórias, pelo processo de licenciamento ambiental.

No estado, existem Termos de Referência que instruem a forma de se realizar o diagnóstico da vegetação nativa, para formalização do processo de pedido de supressão da vegetação. Estes são regulamentados pela Resolução Conjunta SEMAD/IEF nº 1.905, de 12 de agosto de 2013. Existem, portanto, duas formas de se solicitar a supressão de vegetação: uma vinculada ao processo de licenciamento e outra desvinculada desse processo. A primeira é de competência dos órgãos licenciadores e a autorização se dá pela forma de AIA, Autorização de Intervenção Ambiental, vinculada ao Parecer Único e à decisão do Conselho de Política Ambiental – COPAM por meio de suas Câmaras Técnicas ou pelos Superintendentes regionais, conforme a legislação vigente. A segunda é de competência exclusiva do Instituto Estadual de Florestas, IEF, e a autorização se dá por meio do Documento Autorizativo para Intervenção Ambiental (DAIA).

O Artigo 9º da resolução citada anteriormente lista os diversos documentos que devem compor o processo, incluindo o estudo denominado Plano de Utilização Pretendida (PUP), que é o diagnóstico solicitado para instrução da supressão. O anexo da resolução detalha alguns itens do estudo mas, mais especificamente, quanto ao diagnóstico da flora, traz:

> 5.2.2 - Vegetação: descrição da tipologia vegetal da área do projeto, relacionando as espécies arbóreas ocorrentes, indicando as de valor comercial, as raras, as ameaçadas de extinção, as de valor medicinal, as de valor alimentício, etc;

Há um destaque claro às espécies arbóreas apenas, em detrimento dos demais estratos da vegetação (herbáceo, arbustivo, lianas, epífitas). Há a menção expressa, contudo, da necessidade de indicação das espécies ameaçadas de extinção.

No estado de Minas Gerais, os termos de referência são gerais, como já mencionado. Ainda que não haja termos focados na flora e no diagnóstico das espécies vegetais além dos já citados, há termos criados recentemente, que não incidiram sobre os pareceres elaborados em 2017, mas consistem num avanço sobre os parâmetros de modalidade de licenciamento, pelos critérios locacionais. O critério locacional, além de poder alterar a modalidade de licenciamento, gera a necessidade de estudos específicos sobre os critérios. Para alguns deles, foram estabelecidos Termos de Referência, disponíveis no site do SISEMA. O Termo de Referência para os critérios locacionais referentes a áreas protegidas, Unidades de Conservação, Áreas Prioritárias para a Conservação, Reserva da Biosfera, Sítio Ramsar e Corredores Ecológicos, é dotado de instruções gerais, comuns a todos os critérios e específicas para cada um dos critérios, mencionando a vegetação nativa.

O Termo de Referência traz ainda indicativos de como tratar as medidas mitigadoras e de controle sobre as espécies ameaçadas da flora, a saber:

Figura 4 Trechos do Termo de Referência para critérios locacionais

Para cada impacto negativo identificado, apresentar as medidas mitigadoras, reparatórias e/ou compensatórias adotadas pelo empreendimento indicando:

a) Apresentação;

b) Impactos identificados;

c) Medidas mitigadoras, reparatórias e/ou compensatórias:

As medidas mitigadoras, reparatórias e/ou compensatórias relacionadas aos impactos identificados deverão ser organizadas conforme estrutura abaixo, sendo facultada a apresentação na forma de tabela ou texto corrido.

Categoria dos impactos Identificados	Impactos	Medidas Mitigadoras	Medidas Reparatórias	Medidas compensatórias
Impactos sobre a vegetação e conectividade dos remanescentes vegetacionais.				
Impactos sobre a biodiversidade, destaque para espécies ameaçadas raras e endêmicas e ecossistemas com altas taxas de endemismo.				
Impactos sobre a paisagem (morfologia e beleza cênica).				
Impactos sobre a quantidade, qualidade e disponibilidade de água (considerando biota aquática).				
Impactos sobre atividades de turismo e lazer (destaque para UC).				
Impactos sobre atividade/ Produção das comunidades tradicionais em RB.				
Impactos sobre áreas úmidas (Destaque para espécies migratórias e estreitamente relacionadas aos ecossistemas de áreas úmidas, especialmente aquelas raras, ameaçadas e endêmicas).				
Outra categoria.				

(...)

Para cada medida proposta no item anterior, prever os resultados esperados e os aspectos de verificação conforme quadro abaixo:

Medida Proposta	Justificativa técnica	Resultado esperado	Indicador de desempenho	Metodologia e frequência da avaliação e acompanhamento	Ações previstas em casos de desconformidade

Com base no diagnóstico realizado, poderá ser sugerido plano de monitoramento específico, com o objetivo de acompanhar os impactos e riscos potenciais relacionados aos critérios locacionais.

O Termo de Referência apresenta um grande avanço principalmente quanto à necessidade de um diagnóstico envolvendo espécies ameaçadas e a avaliação de medidas mitigadoras referentes às mesmas, seu papel ecológico.

Há, tradicionalmente, a junção do diagnóstico das espécies ameaçadas de extinção presentes nas listas oficiais com as espécies consideradas imunes de corte. Estas são espécies da flora que, por alguma lei ou decreto, possuem um regime específico de vedação de supressão e de compensação, para os casos excepcionais de possibilidade de supressão, como o Pequi ou o Ipê-Amarelo.

Uma vez instruído o processo, ele é encaminhado a uma equipe técnica composta por analistas de formações diversas. Cabe aos analistas a verificação do estudo, a vistoria *in loco* com conferência do inventário florestal e a elaboração do Parecer Único, constando a Autorização de Intervenção Ambiental, caso esta seja deferida. É fundamental que seja realizada, na elaboração do Parecer Único, a avaliação do impacto sobre a biodiversidade com a supressão da vegetação.

3.4 AS ESPÉCIES AMEAÇADAS DA FLORA

As espécies da flora consideradas ameaçadas são aquelas incluídas em alguma lista oficial – mundial, nacional, estadual ou municipal, elaboradas com embasamento técnico científico, pela sua possibilidade de extinção. Tradicionalmente, são classificadas de acordo com o grau de risco da ameaça, como Vulnerável, Em perigo ou Criticamente em Perigo. Algumas listas possuem ainda a classificação Deficiente em Dados, para aquelas espécies em que há grande incerteza sobre seu estado de conservação por falta de informações confiáveis de base científica.

Apesar de haver metodologias sólidas de classificação de espécies, há registros de conflitos entre especialistas em biodiversidade e o governo na classificação de espécies (Sousa-Baena et al., 2014). Um registro disso é o grande número de espécies classificadas como “Deficiente em dados” pelo Ministério do Meio Ambiente que foram classificadas como Vulnerável, Em perigo ou Criticamente em Perigo pela Biodiversitas (Scarano & Martinelli et al., 2015). Essas divergências podem gerar falta de avaliação de impacto sobre espécies ameaçadas que não estejam oficialmente presentes nas listas governamentais.

Inicialmente, a primeira etapa necessária para o trabalho de gestão é o conhecimento da biodiversidade no país (Pimm & Joppa, 2015). Não sem motivo, em 2008, foi iniciado um movimento para atingir a primeira das metas da *Global Strategy for Plant Conservation* (Estratégia global para conservação das plantas): conhecer todas as plantas existentes até 2010.

Em 2010, foi publicado o Catálogo das Plantas e Fungos do Brasil, incluindo 40.989 espécies de algas, plantas terrestres e fungos, das quais 46,2% são endêmicas do país (Forzza *et al.*, 2010). Este estudo coloca o Brasil no patamar de país mais diverso do mundo, sendo que as taxas de endemismos para plantas vasculares também foram as maiores para qualquer país tropical (Forzza *et al.*, 2012). Há trabalhos que indicam que este valor seria subestimado, pelo baixo número de

amostras em herbários e de esforços nacionais para inventários completos (Sobral e Stehmann, 2009), com grandes lacunas espaciais em inventários em diversos biomas (Sousa-Baena et al., 2014b), estimando que pouco mais de 15% da flora brasileira tenha sido corretamente avaliada enquanto seu status de conservação (Martins *et al.*, 2018). Está em curso uma política nacional coordenada pelo Jardim Botânico do Rio de Janeiro de atualização da lista de espécies ameaçadas e publicação anual em meio digital (Forzza *et al.*, 2012).

Posteriormente ao conhecimento da biodiversidade de um determinado local, cabe a classificação das espécies pelo grau de ameaça em que se encontra. A IUCN possui uma metodologia tradicionalmente aceita e consolidada pelos países e pela literatura. Alguns países, contudo, possuem suas listagens com metodologias específicas, como o Ato de Espécies Ameaçadas (*Endangered Species Act – ESA*) dos Estados Unidos ou a Comissão europeia das Diretivas de Habitat dos países da União Europeia (Fenu, 2017). No Brasil, listas oficiais de espécies ameaçadas são publicadas pela união e por estados, mas não seguem um padrão metodológico, com reconhecidos conflitos com a ciência (Sousa-Baena *et al*., 2014)

A partir do conhecimento de quais são as espécies mais criticamente ameaçadas, cabe a instituição de instrumentos e legislações que protejam essas espécies da extinção. Um dos instrumentos seria a definição de habitats críticos para a conservação das espécies ameaçadas. Nos Estados Unidos, por exemplo, é realizada a definição pelo órgão ambiental de qual seria o habitat crítico necessário para manutenção de uma determinada espécie ameaçadas, áreas que seriam submetidas a determinadas regras para intervenção (McLean *et al.*, 1999). Na Europa, da mesma forma, foram instituídos Natura 2000 sites, áreas especiais de proteção para algumas espécies. No Brasil, este instrumento não foi instituído, e ainda são escassas as informações sobre distribuição de espécies ameaçadas pelo território. Algumas estimativas são feitas por mapas climáticos e potenciais fitofisionômicos, mas não há dados consolidados sobre habitats críticos ou conectividades.

A forma mais direta de garantir a conservação das espécies é instituir áreas protegidas, ou seja, Unidades de Conservação. As áreas protegidas podem ser de uso sustentável, de forma a regulamentar o tipo de atividade possível em seu interior, ou de proteção integral, com uso restrito (Fenu, 2017; Choe *et al.*, 2018). No Brasil, as Unidades de Conservação são regidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação, o SNUC, que regulamenta as modalidades de unidades

existentes e as formas de uso nas categorias (BRASIL, 2000). Há ainda legislações que protegem as espécies fora das áreas protegidas e Unidades de Conservação, como a Lei de Proteção da Vegetação Nativa, Lei Federal n° 12.651 de 25 de maio de 2012, e Lei de Proteção da Mata Atlântica, já mencionadas anteriormente.

O governo da União, em parceria com o Jardim Botânico do Rio de Janeiro e o Centro Nacional de Conservação da Flora e diversos pesquisadores brasileiros, criou o projeto Flora do Brasil 2020, que integra o Programa Reflora, com o objetivo de catalogar e divulgar as espécies da flora brasileira. O mesmo centro CNCFlora publicou em 2013 o livro vermelho contendo a lista de espécies ameaçadas da flora brasileira. Há ainda diversas iniciativas de instituições brasileiras e internacionais com o intuito de se conhecer a biodiversidade nacional, ainda que em um estágio meramente exploratório (Giulietti *et al.*, 2005). A União lançou também o Pró-Espécies, pela Portaria MMA n° 43, de 31 de janeiro de 2014 que institui o Programa Nacional de Conservação das Espécies Ameaçadas de Extinção - Pró-Espécies, para adotar ações de prevenção, conservação, manejo e gestão, com vistas a minimizar as ameaças e o risco de extinção de espécies.

O Pró-Espécies conta com seguintes instrumentos:

- Listas Nacionais Oficiais de Espécies Ameaçadas de Extinção, com a finalidade de reconhecer as espécies ameaçadas de extinção no território nacional, na plataforma continental e na zona econômica exclusiva brasileira, para efeitos de restrição de uso, priorização de ações de conservação e recuperação de populações;

- Planos de Ação Nacionais para Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção - PAN, elaborados com a finalidade de definir ações *in situ* e *ex situ* para conservação e recuperação de espécies ameaçadas de extinção e quase ameaçadas; e

- Bases de dados e sistemas de informação voltados a subsidiar as avaliações de risco de extinção, bem como o processo de planejamento de ações para a conservação, com a identificação das áreas de maior importância biológica para as espécies ameaçadas de extinção e as áreas de maior incidência de atividades antrópicas que colocam em risco sua sobrevivência.

Os Planos de Ação Nacional, PAN, mais objetivamente, são focados em espécies da fauna e ecossistemas. Até o momento, existem 2 planos voltados para espécies da flora mencionados no ICMBio: o PAN para Cactáceas (2011) e o PAN para Sempre-Vivas (2011); além de dois Planos para ecossistemas: o PAN Manguezal (2015) e o PAN Lagoas do Sul (2018). Conforme CNCFlora, há o Plano de Ação Nacional do Faveiro de Wilson, o PAN de espécies ameaçadas da flora na Serra do Espinhaço Meridional, PAN para conservação da flora ameaçada de Francisco Sá e Grão Mogol, entre outros.

Atualmente, existem listas municipais, estaduais e federais de espécies ameaçadas. Em âmbito federal, está vigente a Lista de espécies da flora do Brasil ameaçadas de extinção, oficializada pela Portaria MMA n° 443, de 17 de dezembro de 2014. Em âmbito estadual, foi elaborada uma lista estadual de espécies ameaçadas da flora, proposta pela Fundação Biodiversitas e formalizada pela Deliberação COPAM nº 367, de 15 de dezembro de 2008, mas que foi posteriormente revogada pela Deliberação COPAM nº. 424, de 17 de junho de 2009, com recomendação da Câmara de Proteção da Biodiversidade. Essa lista possui validade técnica, mas não peso legal como lista oficial. O mesmo se passa com a Lista vermelha da flora de Minas Gerais, instituída pela Deliberação Normativa COPAM nº 085 de 1997. Há ainda a lista criada pela IUCN, com validade mundial, que não possui status legal de lista oficial, mas possui validade técnica, atualizada periodicamente. Algumas espécies possuem legislações específicas de proteção, tornando-as imunes de corte ou de manejo obrigatório, que são tratadas caso-a-caso.

4 METODOLOGIA

Este estudo adotou uma abordagem quali-quantitativa de investigação, baseada em revisões da literatura cinzenta e análises documentais de processos de AIA protocolados no órgão ambiental de Minas Gerais, Brasil. A motivação principal para a pesquisa foi a observação empírica da autora, que trabalha no órgão ambiental estadual de Minas Gerais, de que sucessivas supressões são autorizadas e realizadas, com possíveis consequências para as espécies ameaçadas da flora. O estudo fez uma análise dos pareceres técnicos disponíveis no órgão ambiental de Minas Gerais. A área de estudo, a amostra e os métodos serão detalhados a seguir.

4.1 Amostra e área de estudo

Este estudo avaliou evidências empíricas da consideração de espécies ameaçadas da flora nos pareceres técnicos emitidos pelo órgão ambiental de avaliação de impacto ambiental no estado de Minas Gerais, Brasil.

Minas Gerais, o estado onde foram coletados os dados para o estudo, possui mais de 20 milhões de pessoas e o território ocupa parte dos dois biomas – Mata Atlântica e Cerrado. Conforme Martins *et al.* (2018), MG é o estado com maior número absoluto de espécies ameaçadas da flora (877 espécies). Localizado na região sudeste do país, é um dos estados mais industrializados e desenvolvidos do país, com áreas urbanizadas e pressão para desenvolvimento industrial e econômico. Além disso, é um estado minerador, com processos de desmatamento para conversão de áreas nativas secundárias em minas, indústrias e atividades agropecuárias. É também importante ressaltar que o estado tem realizado Avaliações de Impacto Ambiental rotineiramente desde o começo dos anos 90. O sistema de AIA tem sido objeto de investigação por vários pesquisadores desde então (por exemplo, Dias *et al.*, 2017, Dias *et al.*, 2019, Fonseca & Resende, 2016, Fonseca & Rodrigues, 2017, Garcia & Fonseca, 2018, Junior *et al.*, 2018, Prado Filho & Souza, 2004, Queiroz & Almeida, 2019, Rocha & Fonseca, 2017, Santiago *et al.*, 2016, Viana & Bursztyn, 2010).

A pesquisa foi realizada na Secretaria Estadual de Meio Ambiente – SEMAD, entidade responsável pelo licenciamento ambiental e gestão ambiental, e coordena a avaliação de impacto ambiental no estado de Minas Gerais. A busca realizada no site oficial da Secretaria Estadual de Meio Ambiente

e Desenvolvimento Sustentável – SEMAD (http://www.meioambiente.mg.gov.br/regularizacao-ambiental/decisoes-dos-processos-de-licenciamento) levou à seleção de 1064 processos concluídos no ano de 2017, dos quais 272 arquivamentos, um cancelamento, 56 indeferimentos e 735 deferimentos. Os arquivamentos e o cancelamento não foram avaliados neste trabalho, por se tratarem de procedimentos meramente administrativos, sem qualquer análise ambiental. Os processos deferidos e indeferidos foram agrupados a partir dos critérios: (1) ocorreu solicitação de supressão de vegetação e (2) houve presença de espécies ameaçadas da flora expressamente mencionadas nos pareceres técnicos.

- 1064 processos, dos quais 56 indeferidos e 735 deferidos;
- 83 processos com pedidos de supressão de vegetação (denominado internamente pelo órgão ambiental como pedido de autorização de intervenção ambiental), dos quais 72 deferidos e 11 indeferidos; e
- 31 processos com menção explícita nos pareceres técnicos à presença de espécies ameaçadas da flora sendo 27 para deferimento e 4 para indeferimento.

Ao todo, os 31 processos com menção explícita à presença de espécies ameaçadas da flora totalizaram 27 pareceres técnicos, uma vez que 5 processos usaram o mesmo parecer técnico para aprovação. Estes 27 pareceres técnicos foram submetidos a uma lista de verificação, avaliando as etapas de diagnóstico, avaliação de impacto, mitigação e compensação de impactos. Apesar de os pareceres técnicos não seguirem as mesmas etapas que a Avaliação de Impacto Ambiental, eles tratam direta ou indiretamente da etapa de diagnóstico (incluindo a presença de espécies ameaçadas na área de intervenção); tratam da avaliação de impacto feita pelos estudos, qualificando os impactos sobre espécies ameaçadas; e avaliam as propostas, se houver, de mitigação e compensação relativas a espécies ameaçadas.

Os autores fizeram a opção de avaliar os pareceres técnicos porque é com base nesses documentos que são tomadas as decisões pelos conselhos ambientais ou pelos dirigentes do órgão ambiental em relação à aprovação ou não dos empreendimentos avaliados. O conteúdo dos pareceres foi avaliado conforme detalhamento na próxima sessão. Quando as informações não estavam presentes ou claras nos pareceres técnicos, buscou-se também os estudos que os embasaram, disponíveis

também pelo órgão ambiental. Estes 27 pareceres técnicos constituíram a amostra principal de análise deste estudo.

4.2 Avaliação de conteúdo dos processos de AIA e respectivos pareceres técnicos

Na literatura há uma gama de estudos que foram metodologicamente baseados no conteúdo da AIA. Contudo, poucos estudos na literatura avaliaram o conteúdo de pareceres técnicos (*EIS review report*, em inglês). Internacionalmente, os pareceres técnicos não estão tão facilmente disponíveis como os estudos de AIA e, o escopo dos pareceres varia consideravelmente em cada jurisdição e instituição. No estado de Minas Gerais, existe muito espaço para a discricionaridade (Rocha *et al.*, 2019) na elaboração de pareceres técnicos. Os pareceres técnicos, no estado de Minas Gerais, são elaborados por servidores do próprio órgão, com formações diversas. Com base em seu conhecimento técnico, os pareceristas podem apontar problemas direta ou indiretamente relacionados a espécies ameaçadas.

No mundo, não existe um padrão para a elaboração de pareceres técnicos (Rocha *et al.*, 2019). No estado de Minas Gerais, apesar de não haver oficialmente um termo de referência para a elaboração de pareceres técnicos, existe um padrão geral que exige, no mínimo (1) uma descrição do local e do empreendimento, (2) descrição e julgamento da avaliação de impacto feita pelos estudos e (3) consideração ou proposição de medidas de mitigação e/ou compensação. Dessa forma, os autores consideram que há uma expectativa de que um impacto significativo e irreversível como a supressão de espécies ameaçadas seja tratado nos pareceres técnicos que a autorizam ou vedam. Além disso, caso existam espécies ameaçadas de extinção da flora na área de intervenção do projeto em análise, o parecer técnico deverá, por força da legislação, considerar os impactos sobre as espécies e, posteriormente, avaliar as medidas mitigadoras e compensatórias propostas.

A lista de verificação proposta neste estudo foi inicialmente construída com adaptações de Atkinson *et al.* (2000) e Khera & Kumar (2010), acrescentando aos critérios avaliados as exigências legais presentes no arcabouço brasileiro. Esses trabalhos não avaliaram pareceres técnicos, mas estudos de avaliação de impacto. Portanto, os itens de análise originais foram alterados considerando as avaliações que são feitas nos pareceres técnicos. Como já mencionado, os pareceres técnicos de processos que identificaram espécies ameaçadas nas áreas de intervenção (área diretamente afetada - ADA) avaliam a etapa de diagnóstico, pelo menos pela presença ou

ausência de um grupo da biodiversidade; consideram a avaliação de impacto feita pelos estudos sobre as espécies ameaçadas, particularmente entendendo que o impacto de supressão de espécies ameaçadas é tradicionalmente irreversível e significativo; e, por força de lei, devem avaliar a proposta de medidas mitigadoras e compensatórias. A lista de verificação está apresentada abaixo (TAB.1).

Tabela 1 Lista de verificação aplicada nos pareceres dos processos de AIA

Categoria 1 – Informações diagnósticas	
1	Existem espécies ameaçadas na área do projeto, conforme o parecer?
2	O parecer trata da descrição da área afetada incluindo as fitofisionomias presentes
3	O parecer menciona ou avalia a metodologia de inventário das espécies de flora?
4	Há inconsistências entre as fitofisonomias e os métodos de inventário?
5	O inventário abarcou todos os hábitos de plantas (ervas, arbustos, lianas, árvores…)?
Categoria 2 – Métodos de identificação e predição de impactos	
6	Foram apontados impactos negativos na flora?
7	Foram apontados impactos negativos nas espécies ameaçadas de plantas?
8	Os impactos sobre espécies ameaçadas da flora foram descritos e quantificados?
9	A avaliação do impacto mencionada no parecer leva em conta a distribuição espacial da espécie ameaçada da flora, considerando a possibilidade de ser endêmica à área de intervenção?*
10	A avaliação do impacto mencionada no parecer considera diversidade genética da espécie ameaçada da flora encontrada?*
Categoria 3 – Mitigação e compensação	
11	Há propostas de projetos, planos ou programas de mitigação considerando espécies ameaçadas da flora?
12	Há propostas de projetos, planos ou programas de compensação considerando espécies ameaçadas da flora?
13	As propostas de mitigação/compensação estão vinculadas aos impactos previstos?
14	As propostas de mitigação/compensação estão baseadas em alguma norma vigente?

**Questões aplicadas somente aos projetos no bioma Mata Atlântica, uma vez que a Lei 11.428/2011 requer essa avaliação.*

A legislação brasileira, apesar de indiretamente tratar da avaliação de impacto ambiental, explicitamente exige que medidas mitigadoras e compensatórias sejam tomadas quando houver supressão de espécies ameaçadas. Dessa forma, para detalhar a terceira etapa, de mitigação e compensação de impactos, foram detalhadas propostas de compensação pela perda de indivíduos de espécies ameaçadas nos 16 processos com propostas. Este detalhamento foi a partir das seguintes perguntas: 1) qual foi a proposta de mitigação/compensação e 2) qual metodologia foi utilizada para avaliar os requisitos de compensação.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 FREQUÊNCIA E AVALIAÇÃO DAS DECISÕES

Em Minas Gerais, AIA é aplicada tanto para empreendimentos *greenfield*[1] e pequenos e médios empreendimentos em *brownfield*[2]. Isso explica porque somente 83 (10,5%) dos 791 processos concluídos em 2017 solicitaram supressão de vegetação nativa. O diagnóstico de biodiversidade depende de estudos elaborados por consultoria contratada pelo empreendedor, devido à ausência de base pública georreferenciada detalhada em escala adequada com a distribuição de todas as espécies. Dessa forma, a presença ou ausência de espécies ameaçadas da flora é declarada pelo empreendedor nos estudos. Esta pesquisa encontrou que a ocorrência de espécies ameaçadas da flora nas áreas potencialmente afetadas pelos projeto foi informadas nos estudos em 31 projetos (37% dos 83 projetos com remoção de vegetação, ou 4% dos 791 projetos sujeitos a Avaliação de Impacto Ambiental). Esses números mostram que a consideração de espécies ameaçadas na AIA (como sugerido pela amostra de projetos concluídos em 2017) tende a ser incomum, mesmo em projetos com supressão de vegetação.

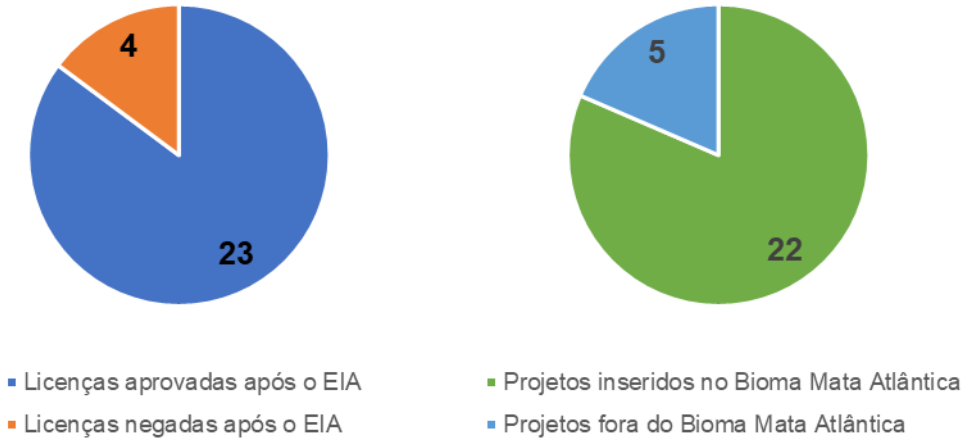
O estudo identificou 27 pareceres técnicos associados com os 31 projetos, com solicitação de supressão de vegetação (FIG.4). Os resultados dos pareceres técnicos indicaram que 23 (85%) recomendaram que os empreendimentos fossem aprovados e 4 (15%) recomendaram o indeferimento do empreendimento. Apenas dois dos pareceres técnicos com sugestão pelo indeferimento mencionaram a ocorrência de uma espécie de planta ameaçada, *Cyathea corcovadensis* (Raddi) Domin como uma barreira para a aprovação do projeto, em particular pela ausência de medidas mitigadoras e compensatórias adequadas que garantissem a sobrevivência da espécie. A base de dados da SEMAD disponível mostrou que o Conselho Estadual de Meio Ambiente – COPAM seguiu a recomendação dos pareceristas e decidiu pela rejeição dos 4 empreendimentos.

As decisões dos processos identificadas são relevantes uma vez que corroboram o fato de que a mera ocorrência de espécies ameaçadas da flora na área de projeto não é suficiente para o propósito

[1] O termo *greenfield* se refere a projetos a serem construídos em áreas naturais (Marcheti & Rivas, 2001)
[2] O termo *brownfield* se refere a projetos em áreas já antropizadas, com construções e estruturas (Marcheti & Rivas, 2001)

de se rejeitar a proposta. A escala de ocorrência e as medidas propostas de mitigação e compensação podem alterar a percepção dos tomadores de decisão sobre a aceitação dos impactos. A pequena fração de pareceres técnicos que identificaram espécies ameaçadas da flora (31%) como uma potencial barreira para aprovação de um empreendimento (6,5%) está de acordo com outros estudos que sugerem que autoridades ambientais tendem a rejeitar projetos baseados mais em quesitos sociais do que biofísicos (por exemplo, Andrade & dos Santos, 2015, Devlin & Yap, 2008, Wolsink & Devilee, 2009). A FIG.4 também mostra que 22 pareceres técnicos avaliaram empreendimentos localizados no Bioma Mata Atlântica e, portanto, estão sujeitos à Lei de Proteção da Mata Atlântica e aos quesitos do Decreto Federal 6660/2008.

Figura 5 Número de tomadas de decisão e localização geográfica dos projetos na amostra de 27 pareceres técnicos (associada a 31 processos de AIA)



5.2 QUESTÕES RELACIONADAS ÀS ESPÉCIES DE PLANTAS E PROBLEMAS IDENTIFICADOS NA ETAPA DE AVALIAÇÃO DOS ESTUDOS

Este trabalho também avaliou até que ponto os pareceres técnicos consideraram as espécies de plantas ameaçadas. Foram encontradas 28 espécies ameaçadas nos pareceres, conforme TAB.2. Os diagnósticos apresentados nos pareceres comumente dão o mesmo tratamento para espécies ameaçadas presentes em listas oficiais, espécies constantes em listas revogadas e espécies imunes de corte ou leis específicas, o que indica dificuldades na análise técnica dos estudos apresentados

Tabela 2 Espécies ameaçadas (ou consideradas ameaçadas nos processos) e sua classificação em termos de ameaça

Família	Espécie	Hábito	Status principal	Presença em listas de espécies ameaçadas
Amaryllidaceae	***Hippeastrum morelianum* Lem.**	Herbácea	Vulnerável	Vulnerável (Portaria MMA nº 443 de 2014)
Anacardiaceae	***Astronium fraxinifolium* Schott**	Arbóreo	*Não preocupante*	Vulnerável (Portaria IBAMA nº 37 de 03 de abril de 1992)
	***Myracrodruon urundeuva* M. Allemão**	Arbóreo	Não preocupante	Vulnerável (Deliberação COPAM MG nº 367, de 15 de dezembro de 2008)
Annonaceae	***Guatteria sellowiana* Schltdl.**	Arbóreo	Vulnerável	Vulnerável (Lista vermelha da flora de Minas Gerais – COPAM, 1997).
Apocynaceae	***Ditassa linearis* Mart.**	Liana / subarbusto	Vulnerável	Vulnerável (Lista vermelha da flora de Minas Gerais – COPAM, 1997).
Arecaceae	***Syagrus glaucescens* Glaz. ex Becc.**	Palmeira	Vulnerável	Em perigo (Portaria MMA nº 443 de 2014)
	***Euterpe edulis* Mart.**	Palmeira	Vulnerável	Vulnerável (Portaria MMA nº 443 de 2014)
Asteraceae	***Lychnophora villosissima* Mart.**	Arbusto	Em perigo	Em perigo (Portaria MMA nº 443 de 2014)
	***Eremanthus argenteus* MacLeish & H.Schumac*[*1]**	Arbusto	Em perigo	Em perigo (Portaria MMA nº 443 de 2014)
	***Lychnophora crispa* Mattf.**	Arbusto	Em perigo	Em perigo (Portaria MMA nº 443 de 2014)
Bignoniaceae	***Zeyheria tuberculosa* (Vell.) Bureaeu ex. Verl.**	Arbóreo	*Vulnerável*	Vulnerável (Portaria MMA nº 443 de 2014)
Burseraceae	***Trattinnickia ferruginea* Kuhlm.**	Arbóreo	Em perigo	Em perigo (Portaria MMA nº 443 de 2014)
Cactaceae	***Arthrocereus glaziovii* (K.Schum.) N.P.Taylor & Zappi**	Subarbusto	Em perigo	Em perigo (Portaria MMA nº 443 de 2014)
Celastraceae	***Maytenus* sp [*3]**	Arbusto		-
Cyatheaceae	***Cyathea corcovadensis* (Raddi) Domin**	Arbóreo	Não preocupante	-
Fabaceae	***Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth.**	Arbóreo	*Vulnerável*	Vulnerável (Portaria MMA nº 443 de 2014)
	***Melanoxylon brauna* Schott**	Arbóreo	Vulnerável	Vulnerável (Portaria MMA nº 443 de 2014)
	***Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F.Macbr.**	Arbóreo	Vulnerável	Vulnerável (Portaria MMA nº 443 de 2014)
	***Machaerium villosum* Vogel**	Arbóreo	Vulnerável	Vulnerável (Avaliada em 1998 pela WCMC - IUCN 2011).
Lauraceae	***Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer**	Arbóreo	Em perigo	Em perigo (Portaria MMA nº 443 de 2014)

Família	Espécie	Hábito	Status principal	Presença em listas de espécies ameaçadas
	***Cinnamomum haussknechtii* (Mez) Kosterm.**	Arbusto	Vulnerável	Vulnerável (Lista vermelha da flora de Minas Gerais – COPAM, 1997).
	Ocotea percoriacea Kosterm.	Arbóreo	Em perigo	Em perigo (Lista vermelha da flora de Minas Gerais – COPAM, 1997).
Lecythidaceae	***Lecythis schwackei* (R.Knuth) S.A.Mori**	Arbóreo	Em perigo	Em perigo (Portaria MMA nº 443 de 2014)
Meliaceae	***Cedrela fissilis* Vell.**	Arbóreo	Vulnerável	Vulnerável (Portaria MMA nº 443 de 2014
Myrtaceae	***Marlierea* sp** *2	Arbóreo		-
	***Plinia edulis* (Vell.) Sobral**	Arbóreo	Vulnerável	Vulnerável (Portaria MMA nº 443 de 2014)
Orchidaceae	***Cattleya caulescens* (Lindl.) Van den Berg**	Herbácea	Não preocupante	-
	***Oncidium gracile* Lindl.**	Herbácea	Criticamente em perigo	Criticamente em perigo (Deliberação COPAM MG nº 367, de 15 de dezembro de 2008)
Velloziaceae	***Vellozia glabra* J.C.Mikan**	Arbusto	Vulnerável	Vulnerável (Lista vermelha da flora de Minas Gerais – COPAM, 1997).

*1 Não possui distribuição conhecida para MG

*2 O gênero possui 29 espécies, as quais 3 são ameaçadas conforme MMA: *Marlierea krapovickae* (Em perigo), *Marlierea lealcostae* (em perigo crítico) e *Marlierea skortzoviana* (em perigo crítico). As três não possuem distribuição conhecida para o estado de Minas Gerais.

*3 O gênero possui 6 espécies aceitas, das quais duas endêmicas. Nenhuma é considerada ameaçada na lista nacional. Três são citadas na lista estadual: *Maytenus horrida* Reissek (Vulnerável); *Maytenus rigida* Mart. (vulnerável); e *Maytenus rupestris* Pirani & Carvalho-Okano (vulnerável).

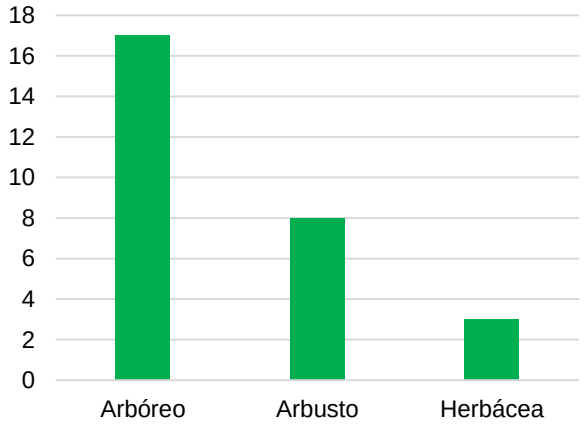
As espécies são consideradas ameaçadas apenas quando elas estão presentes em listas oficiais de alguma entidade do governo, conforme a legislação vigente. Como já mencionado, a única lista oficial no estado de Minas Gerais é a lista de espécies da flora do Brasil ameaçadas de extinção, oficializada pela Portaria MMA n° 443, de 17 de dezembro de 2014. A espécie *Astronium fraxinifolium* foi considerada como vulnerável na Portaria IBAMA nº 37 de 03 de abril de 1992. Atualmente, é espécie proibida de corte em floresta atlântica primária e autorizada sob aprovação de plano de manejo florestal em floresta secundária, cerradões e cerrados (IBAMA, 1991). É citada como ameaçada em diversos pareceres, ainda que não o seja oficialmente. Outras espécies, como Eremanthus argenteus e as espécies do gênero Marlierea, não possuem distribuição conhecida para o estado de Minas Gerais, conforme o CNC Flora, o que pode ser um erro de diagnóstico ou um problema nos estudos de distribuição existentes. Outras duas espécies, *Cattleya caulescens* e

Cyathea corcovadensis, são mencionadas em pareceres como ameaçadas, mas não se encontram presentes em nenhuma lista oficial.

Dentre as espécies encontradas, *Astronium fraxinifolium, Lychnophora crispa, Arthrocereus glaziovii, Cinnamomum hatschbachii, Oncidium gracile* se encontram na categoria de "Deficiente em Dados", conforme Instrução Normativa nº06 de 23 de setembro de 2008 do Ministério do Meio Ambiente. Essas espécies foram consideradas nos estudos por estarem em listas não oficiais, não por seu status de "Deficiente em Dados".

Das 29 espécies encontradas, 18 possuem hábitos arbóreos, 8 arbustivos e somente 3 herbáceos (FIG.5). Das espécies ameaçadas avaliadas pelo CNC Flora no Brasil, a maior parte delas é herbácea (1070 espécies) e somente 392 arbóreas (Martins *et al.*, 2018). Isso pode apontar para problemas de detecção de espécies de hábitos herbáceos e arbustivos, que pode ter acontecido por uso de métodos de inventário indevidos, por pouco esforço amostral ou mesmo por particularidades dos hábitos herbáceos e arbustivos, como a presença de espécies crípticas (Garrard *et al.*, 2008).

Figura 6 Número das espécies ameaçadas encontrados nos pareceres analisados por hábito



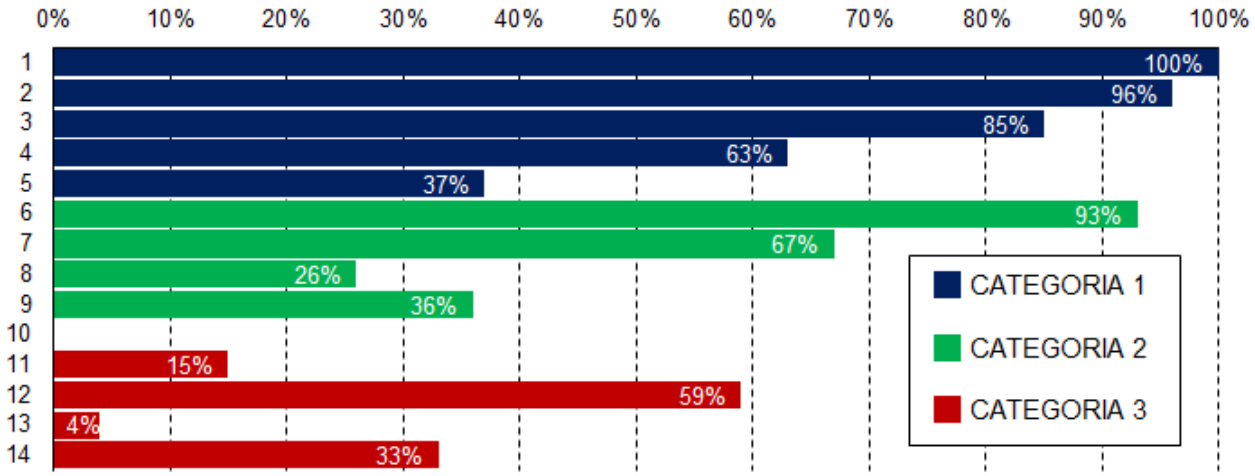
Baseado na lista de verificação mencionada (TAB 3), este estudo observou que, enquanto espécies ameaçadas da flora foram observadas em toda a amostra, questões e problemas relacionados a elas variaram substancialmente (FIG. 7). De forma geral, como apresentado na Figura 8, que apresenta *boxplots* comparativos da proporção de informações pelas três categorias da lista de verificação, este trabalho observou que os pareceristas avaliaram a consideração das espécies da flora ameaçadas em estudos diagnósticos, em detrimento de métodos de avaliação de impacto nas

espécies de plantas e respectivas propostas de mitigação e compensação. Esses dados são corroborados com estudos realizados sobre o conteúdo de AIA, que também mostraram que o processo de crítica (parecer técnico) tende a enfatizar as informações do diagnóstico (Anifowose *et al.*, 2016, Fernández *et al.*, 2018, Landim & Sánchez, 2012).

Tabela 3 Lista de verificação aplicada nos pareceres dos processos de AIA

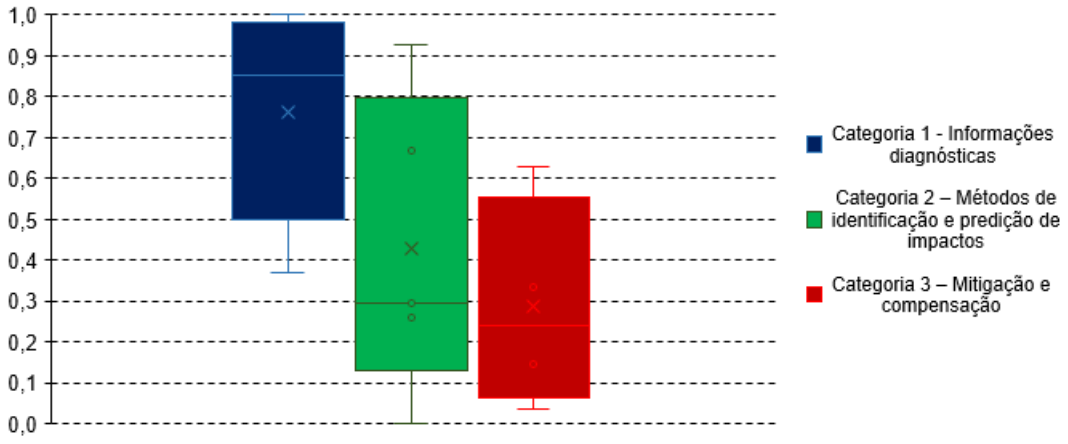
Categoria 1 – Informações diagnósticas		**%**
1	Existem espécies ameaçadas na área do projeto, conforme o parecer?	100
2	O parecer trata da descrição da área afetada incluindo as fitofisionomias presentes	96
3	O parecer menciona ou avalia a metodologia de inventário das espécies de flora?	85
4	Há inconsistências entre as fitofisonomias e os métodos de inventário?	63
5	O inventário abarcou todos os hábitos de plantas (ervas, arbustos, lianas, árvores…)?	37
Categoria 2 – Métodos de identificação e predição de impactos		
6	Foram apontados impactos negativos na flora?	93
7	Foram apontados impactos negativos nas espécies ameaçadas de plantas?	67
8	Os impactos sobre espécies ameaçadas da flora foram descritos e quantificados?	26
9	A avaliação do impacto mencionada no parecer leva em conta a distribuição espacial da espécie ameaçada da flora, considerando a possibilidade de ser endêmica à área de intervenção?*	36
10	A avaliação do impacto mencionada no parecer considera diversidade genética da espécie ameaçada da flora encontrada?*	-
Categoria 3 – Mitigação e compensação		
11	Há propostas de projetos, planos ou programas de mitigação considerando espécies ameaçadas da flora?	15
12	Há propostas de projetos, planos ou programas de compensação considerando espécies ameaçadas da flora?	59
13	As propostas de mitigação/compensação estão vinculadas aos impactos previstos?	4
14	As propostas de mitigação/compensação estão baseadas em alguma norma vigente?	33

Figura 7 Principais questões e problemas associados a espécies ameaçadas identificados nos pareceres técnicos de AIA



Detalhando os resultados observados na Tabela 3, conforme esperado, dado o critério de amostragem, todos os pareceres e respectivos processos de AIA tiveram espécies ameaçadas da flora na potencial área afetada. Além disso, dados os requisitos presentes na legislação atual, todos os pareceres, exceto um, descreveram as fitofisionomias presentes na área afetada. A maior parte dos pareceres (85%) explicaram os métodos de inventário. Contudo, em 63% dos pareceres técnicos, houve inconsistências entre os métodos de inventário e as fitofisionomias identificadas. Isso se deve basicamente ao resultado de inventários exclusivamente arbóreos em áreas com fitofisionomias campestres ou savanas, que são insuficientes para identificação de espécies herbáceas ou arbustivas. Isso está relacionado a um dos principais resultados observados neste estudo, que a maior parte dos estudos e pareceres focam somente no hábito arbóreo da porção vegetal. Somente 10 pareceres (37%) incluíram menção a espécies de outros hábitos diferentes do arbóreo. Nos pareceres técnicos, houve identificação de 29 espécies ameaçadas da flora nas áreas de intervenção, sendo 18 delas árvores, um dado que está alinhado com um estudo prévio que encontrou a predominância de árvores em detrimento a outros hábitos em estudos diagnósticos ambientais (Amaral *et al.*, 2017).

Figura 8 Frequência de informações divulgadas relacionadas às categorias da lista de verificação



A legislação ambiental brasileira, tende a ser vaga sobre requerimentos de levantamentos e inventários florísticos e avaliação de impacto sobre espécies de plantas. Isso certamente é o caso na legislação mineira, como já foi mencionado anteriormente na seção de Revisão da Literatura, na qual a legislação que traz os métodos de inventário de flora e seus impactos, Resolução Conjunta SEMAD/IEF 1905/2013 (Minas Gerais, 2013), está limitada ao hábito arbóreo. Problemas na detecção de biodiversidade em AIAs no Brasil já foram relatados anteriormente, uma vez que inventários no Brasil são feitos de forma rápida e para grupos específicos (Ritter *et al.*, 2017). A falta de requisitos legais e termos de referência, particularmente em relação a ervas, arbustos e lianas, pode explicar a tendência dos hábitos arbóreos encontrada. Soma-se a isso o fato de que estudos prévios indicaram que empreendedores em Minas Gerais são relutantes em adotar práticas mais sofisticadas e tecnicamente avançadas na ausência de regulações obrigatórias e sanções (Garcia & Fonseca, 2018). Se existem problemas de detecção de espécies da flora em áreas relativamente bem estudadas e próximas a centros urbanos, questiona-se se lacunas em inventários de AIAs realizadas em outras áreas megadiversas do Brasil não seriam ainda mais preocupantes.

Em 37% dos pareceres, apesar da identificação de espécies ameaçadas da flora, não houve menção à avaliação de impacto sobre as mesmas, como demanda a legislação. Na maior parte dos pareceres há menção à avaliação de impacto sobre a biodiversidade, ou seja, um reconhecimento de que o empreendimento causaria impacto sobre a biodiversidade, mas nem todos especificam o impacto sobre as espécies ameaçadas. Há ainda um número menor de pareceres localizados no bioma Mata Atlântica que consideraram a distribuição espacial das espécies ameaçadas para avaliação de

impacto (8 de 22, ou 36%) e variabilidade genética das espécies (0, nenhum), o que mostra que mesmo com a presença de leis objetivas, elas foram ignoradas pelos empreendedores e pelos pareceristas, dado que os empreendimentos foram deferidos sem atender aos requisitos legais. A literatura corrente aponta para problemas nas metodologias de avaliação de impacto sobre a biodiversidade, particularmente em se tratando de fragmentação de habitats (Gontier *et al.*, 2006), recomendando a inclusão de incertezas nas discussões dos possíveis impactos sobre biodiversidade (Geneletti *et al.*, 2003).

Nos pareceres técnicos em que houve discussão do impacto sobre as espécies ameaçadas, a discussão foi feita no sentido de que as espécies teriam distribuição para além da área de influência do empreendimento e em unidades de conservação. Neste argumento está implícita a ideia de que Unidades de Conservação seriam suficientes para a conservação de espécies, fato já refutado pela ciência (Amaral et al., 2017; Ribeiro et al., 2018).

A ausência de atendimento aos requerimentos legais presentes no Decreto Federal 6.640/2008 nos empreendimentos localizados no Bioma Mata Atlântica analisados neste estudo pode indicar problemas nos procedimentos de AIA do órgão ambiental, mas também apontar para requisitos muito amplos ou não factíveis na legislação. É importante que sejam realizadas pesquisas com o intuito de averiguar a relevância de estudos genéticos e da variabilidade genética de populações em diagnósticos de AIA, subsidiando a manutenção ou a retirada do critério legal presente no decreto.

5.3 PROGRAMAS DE MITIGAÇÃO E COMPENSAÇÃO

Finalmente, este estudo encontrou que, independentemente da baixa qualidade de inventários florísticos e de avaliação de impacto sobre espécies ameaçadas, empreendedores tendem a propor compensação (59%) e, em menor escala, medidas mitigadoras (15%) para avaliar impactos nas espécies ameaçadas de plantas. Essas propostas de mitigação e compensação, contudo, não estão diretamente relacionadas à avaliação de impacto feita, já que somente um dos pareceres justificou a proposta de compensação com base nos impactos avaliados. A maior parte das propostas de compensação seguiram os requisitos da Resolução CONAMA n° 300/2002 e a Resolução Normativa COPAM n° 114/2008, sem discussões sobre áreas de implementação da compensação, justificativa das proporções ou forma de produção das mudas. As compensações por supressão de

espécies ameaçadas não são de natureza financeira, como a compensação prevista na Lei Federal 9985/2000. As propostas encontradas na amostra e na legislação vigente são baseadas na hierarquia da mitigação, ou seja, são propostas como último recurso em luz da impossibilidade de se evitar ou mitigar os impactos de supressão de espécies ameaçadas (de Witt *et al.*, 2019; Villarroya *et al.*, 2014), o que é compreensível dada a natureza do impacto de supressão da vegetação nativa. É ainda o tipo de compensação chamada na literatura de "*in kind*", ou seja, com foco na mesma biodiversidade afetada pelo projeto (Moilanen & Katiaho, 2018). Uma análise detalhada dos programas propostos pode ser observada (TAB. 3), mostrando uma diversidade de abordagens.

Tabela 4 Medidas de compensação propostas nos processos de AIA

Parecer Técnico	Hábitos	Espécies ameaçadas de plantas	Medidas de compensação
778868/2017	Árvore	*Cedrela fissilis*	Plantio da mesma espécie de planta na proporção 50:1
0784357/2017	Arbusto	*Syagrus glaucescense*	Replantio das espécies resgatadas fora da área de projeto
0821050/2017	Árvore	*Lecythis schwackei*	Replantio das espécies resgatadas fora da área de projeto
0721658/2016	Árvore	*Dalbergia nigra* *Apuleia leiocarpa*	Plantio da mesma espécie de planta na proporção 50:1
0451484/2017	Arbusto Árvore	*Lychnophora vilosissima* *Cedrela fissilis*	Plantio da mesma espécie de planta na proporção 25:1
0266489/2017	Árvore	*Ocotea odorifera* *Cedrela fissilis*	Plantio da mesma espécie de planta na proporção 1:1
0459662/2016	Árvore	*Myracrodruon urundeuva*	Plantio da mesma espécie de planta na proporção 1:1
1345985/2017	Árvore Arbusto	*Eremanthus cf argenteus* *Melanoxylon brauna* *Syagrus glaucenscense*	Plantio da mesma espécie de plantas (árvore e arbusto) na proporção 25:1
1296828/2017	Arbusto Erva Árvore	*Lychnophora crispa* *Dalbergia nigra* *Ocotea odorifera* *Cattleya caulescens* *Vellozia cf. glabra*	Plantio da mesma espécie de planta na proporção 25:1 e criação de programa de conservação para espécies arbustivas e herbáceas
1370665/2017	Árvore	*Ocotea odorifera*	Plantio da mesma espécie de planta na proporção 2:1
1062317/2017	Árvore	*Cedrela fissilis*	Plantio da mesma espécie de planta na proporção 50:1
0511898/2017	Árvore	*Cedrela fissilis*	Plantio da mesma espécie de planta na proporção 25:1
1017343/2017	Árvore	*Ocotea odorifera* *Byrsonima stipulaceae*	Plantio da mesma espécie de planta na proporção 1:1
1182539/2017	Arbusto Erva Árvore	*Hippeastrum morellium* *Arthrocereus glaziovii* *Dalbergia nigra* *Guatteria sellowiana*	Plantio da mesma espécie de planta na proporção 3:1
1092804/2017	Árvore	*Zeyheria tuberculosa* *Dalbergia nigra*	Plantio da mesma espécie de planta na proporção 25:1
1335817/2016	Árvore	*Astronium fraxinifolium*	Plantio da mesma espécie de planta na proporção 1:1

A partir dos dados apresentados (TAB.3), pode ser observado que não existe um padrão nas propostas de compensação nos processos avaliados, exceto pelo claro foco em espécies arbóreas. Enquanto alguns propuseram somente mitigação (resgate com propagação dos indivíduos resgatados), a maioria dos empreendedores fizeram propostas na forma de plantio de mudas da mesma espécie atingida em proporções variáveis de 1:1 a 50:1. A absoluta maioria dos programas tratou somente das espécies arbóreas, o que é mais comum e mais fácil de executar em comparação com espécies arbustivas e herbáceas (Guerra *et al.*, 2020), particularmente se existem poucas pesquisas de longo prazo sobre recuperação de savanas tropicais (Gomes *et al.*, 2018) e sobre espécies herbáceas (Busson *et al.*, 2019). De qualquer forma, as proporções de plantio escolhidas não foram baseadas em avaliações estratégicas técnicas, mas pelo entendimento dos empreendedores de possibilidade técnica ou atendimento dos pareceristas às normas já mencionadas.

Os programas de compensação lidaram somente com a suposta obrigação de reposição dos indivíduos suprimidos. As compensações podem ser baseados em quesitos científicos, mas decisões políticas tem que ser tomadas com base na AIA, algumas vezes de forma subjetiva. Há na literatura recomendações de decisões que devem ser tomadas para a opção de medidas de compensação relacionadas à biodiversidade, incluindo objetivos da compensação e requisitos espaciais, bióticos, temporais e de ação (Moilanen & Katiaho, 2018), particularmente a efetividade de compensações vinculadas à restauração (Maron *et al.*, 2012).

Em 2019, após a elaboração destes pareceres, o estado de Minas Gerais editou o Decreto Estadual n° 47.749 de 11 de novembro de 2019, no qual fixou a compensação pela supressão de indivíduos de espécies ameaçadas da flora como sendo o plantio de indivíduos na proporção de 10 a 25:1. Essa compensação não abarca critérios ecológicos tampouco guarda coerência com as avaliações de impacto, restringindo a possibilidade de atuação do órgão ambiental em propor medidas compensatórias que garantam a sobrevivência da espécie realmente.

A legislação é ainda silente sobre a necessidade de acompanhamento das medidas de compensação. O simples plantio ou replantio de espécies resgatadas não garante sua sobrevivência, como pode ser visto em trabalhos recentes (Gomes et al., 2018), tornando o esforço de compensação ineficaz do ponto de vista de biodiversidade. A reposição de indivíduos perdidos deve ser uma das

exigências da legislação de forma a garantir a manutenção de populações de espécies ameaçadas da flora.

O plantio de indivíduos em substituição aos suprimidos pode ser uma boa alternativa de compensação, desde que suportada por critérios ecológicos relevantes (Garcia et al., 2014; Gomes *et al.*, 2018), e não pela monocultura de espécies ameaçadas em áreas a serem recuperadas ou com aumento da densidade da espécie além da densidade natural de ocorrência em cada nicho, aumentando a taxa de competição intra específica. Questiona-se também se essa alternativa seria viável para espécies tardias ou para aquelas com grande exigência ecológica de nichos, como as espécies arbustivas e herbáceas de campos rupestres ferruginosos.

O sucesso da restauração ecológica de ambientes, por plantio direto, enriquecimento ou regeneração natural, depende de diversos fatores, como a escolha das espécies plantadas, de aporte de sementes, da presença da fauna, do ambiente vizinho (Garcia et al., 2016). Esses e outra quesitos ecológicos precisam ser levados em conta nos projetos de compensação para que se tenha sucesso na obtenção de ambientes diversos, capazes de manter as espécies ameaçadas, particularmente em se tratando de espécies não-arbóreas (Garcia et al., 2015). Existem hoje protocolos de recuperação e de monitoramento de projetos de recuperação (por exemplo, Pacto pela restauração da Mata Atlântica) que devem pautar não só as medidas como também os termos de referência e as análises dentro da Avaliação de Impacto Ambiental

5.4 ALTERNATIVAS TÉCNICAS E POLÍTICAS PARA A CONSERVAÇÃO DAS ESPÉCIES AMEAÇADAS PELA AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL

Os estudos apresentados demonstraram que há um arcabouço de legislação vinculado à supressão de espécies ameaçadas da flora que protege as vegetações com espécies nativas, trazendo-as para os procedimentos de avaliação de impacto. Contudo, as próprias exceções previstas na legislação reduzem a proteção (como mencionado em Bidaud *et al.*, 2018 para outras normas no mundo). Faz-se necessária, portanto, uma avaliação de impacto robusta para proporcionar proteção às espécies principalmente por (1) aplicação dos princípios de vedação presentes no arcabouço legal ou (2) determinação de medidas mitigadoras ou compensatórias que garantam a proteção *in situ* das espécies ameaçadas da flora.

No primeiro caso, há claramente ainda pouca informação e embasamento científico para a delimitação de áreas insubstituíveis (Tallis *et al.*, 2015), pelo pouco que se conhece da biodiversidade e dos critérios relevantes para avaliação da biodiversidade, como diversidade funcional, genética e raridade (McGill *et al.*, 2015). No segundo, há grande dificuldade em traduzir questões científicas para os procedimentos de avaliação de impacto e de mitigação e compensação (Race & Fonseca, 1996; Tallis *et al.*, 2015), especificamente as medidas de "*no net loss*", fundamental para as espécies que já se encontram sob algum grau de ameaça. Para os habitats críticos, principalmente, a compensação se torna relevante cientificamente (Tallis *et al.*, 2015), mas de difícil implementação pelos conflitos de uso do solo (Bidaud *et al.*, 2018). O foco, no entanto, como já demonstrado por outros autores (Race & Fonseca, 1996), deve ser não somente na crítica e no apontamento de problemas, mas em medidas que possam ser efetivamente incorporadas aos arcabouços institucionais e aos procedimentos de licenciamento para garantir a proteção da flora nativa.

Após as análises, confirmou-se que os estratos herbáceo, arbustivo e epifítico foram subvalorizados frente ao estrato arbóreo, o que pode ser comprovado pela quantidade de árvores ameaçadas identificadas, mesmo com a maioria de espécies nas listas de espécies ameaçadas pertencendo a outros hábitos que não o arbóreo. Nos pareceres únicos, diversas vezes houve menção somente de árvores, ainda que houvesse fitofisionomias com outros estratos predominantes. Sem dúvida, isso é um reflexo do escopo e de Termos de Referência vagos, uma questão que poderia ser sanada pela análise técnica do parecerista, mas se mantém, exceto nos processos em que houve sugestão para indeferimento. Recomenda-se, portanto, que os termos de referência possam ser revistos à luz dos achados científicos, valorizando toda a biodiversidade de plantas e não somente as espécies arbóreas. Há uma tendência de atualização neste critério vinda do órgão ambiental federal, que não pode normatizar procedimentos estatais, mas solicita estudos com determinadas características para seus processos de anuência para supressão de vegetação nos estágios sucessionais médio e avançado dentro do bioma Mata Atlântica, conforme preconiza a Lei Federal nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. A mesma tendência pode ser verificada nos novos termos de referência observados nos critérios locacionais da atual legislação estadual.

Avaliando os procedimentos utilizados pelos técnicos para julgar a viabilidade de supressão, tem-se que muitas vezes não houve uma avaliação de impacto ambiental focada nas espécies ameaçadas

da flora, e poucas vezes utilizando de parâmetros legais ou ecológicos para fazê-lo. Tais impactos podem ser diretos ou indiretos e devem ser classificados conforme metodologias consagradas, por exemplo em magnitude e importância (Sanchez, 2013). Nos casos de supressão de vegetação, para se qualificar o impacto, é fundamental que o diagnóstico contenha estimativa de indivíduos a serem suprimidos, a distribuição da espécie e os riscos associados à sua conservação, que podem ser amplificados ou acumulados com a instalação ou operação do empreendimento. Estes critérios não estão presentes em termos de referência, tampouco nos vagos termos utilizados na legislação, de forma que os pareceres técnicos negligenciam a etapa de avaliação de impacto, trazendo logo as medidas compensatórias possíveis.

Sobre as compensações e medidas mitigadoras, foi identificada uma gama de propostas, sendo que poucas discutidas com base nos impactos avaliados ou nas espécies. Este problema já foi percebido anteriormente na prática do licenciamento ambiental no Brasil (ABEMA, 2013). Tradicionalmente, a medida mitigadora proposta é o resgate de flora que antecede a supressão de vegetação, com coleta de indivíduos, propágulos, material genético e germoplasma. Esse material é levado a estufas ou viveiros, para reintrodução posterior. O resgate da flora pode ser uma medida relevante, desde que associada à pesquisa e acompanhamento dos indivíduos, plantio de indivíduos ou mudas de espécies resgatadas da área de supressão em áreas degradadas com características ecológicas similares à área intervinda (Gomes *et al.*, 2018, Garcia et al., 2016).

Conforme a legislação, a compensação deve ser solicitada para garantir a sobrevivência *in situ* da espécie. Não houve na avaliação de impacto, contudo, informações sobre distribuição, risco e ameaças, diversidade genética, bem como sobre a cumulatividade dos impactos de sucessivas autorizações de supressão sobre as espécies ameaçadas que permitam um julgamento correto sobre a sobrevivência *in situ* das espécies, tampouco sobre o efeito da autorização da supressão sobre a conservação da espécie como um todo. A maior parte das propostas de compensação, quando houve, consistiu no plantio de indivíduos das espécies ameaçadas em áreas determinadas pelo empreendedor, sem critérios ecológicos, sem a verificação de cumprimento e sem a garantia de manutenção das populações locais com relativa diversidade genética e função ecológica. Os plantios são feitos normalmente em áreas degradadas ou por enriquecimento de áreas, mas sem avaliação técnica do órgão. Não há, tampouco, avaliação das áreas de plantio e avaliação de como este ajudaria na conservação da espécie. É fundamental que os plantios sejam feitos com olhar

ecológicos, respeitando a densidade natural de ocorrência da espécie, sem transformação de áreas em monoculturas, sempre em consonância com pesquisas de restauração ecológica (Maron *et al.*, 2012).

Com os resultados encontrados, é possível recomendar: i) a elaboração de novos termos de referência com a menção expressa a outros hábitos de plantas, com metodologias de diagnóstico baseadas nas fitofisionomias encontradas nas áreas de projeto; ii) uma avaliação de impacto levando em consideração a perda de indivíduos de espécies ameaçadas, considerando a possibilidade de impactos cumulativos e o isolamento de populações; iii) mitigação e compensação com propostas relativas à avaliação de impacto como uma forma de garantir a conservação da espécie; iv) monitoramento das medidas de compensação, com reposição de indivíduos mortos nos plantios e manutenção periódicas das áreas.

Dentre as possíveis compensações não previstas na legislação passada ou vigente, existem as possibilidades de conservar ou recuperar áreas ecologicamente similares, garantindo a manutenção de populações naturais e a promoção de pesquisas científicas que permitam aumentar a informação sobre as espécies ameaçadas da flora, promovendo efetivamente sua conservação. O financiamento de pesquisas por meio de empreendimentos se torna importante no contexto em que há um desmantelamento da política ambiental nacional (Fernandes *et al.*, 2017), sendo de interesse dos próprios empreendedores e dos órgãos ambientais que as informações sejam geradas de forma sistemática e confiável, com apoio da academia.

Minas Gerais é hoje o estado com maior número de espécies ameaçadas no Brasil, berço de dois *hotspots* mundiais da biodiversidade e com um tradicional e reconhecido arcabouço de licenciamento e avaliação de impacto. É fundamental que o estado avance nas discussões de avaliação de impacto, vinculadas à conservação de espécies da flora e de fomento de pesquisa. Como instrumentos da política nacional do meio ambiente, devem ser utilizados em prol do desenvolvimento sustentável, sem extinções de espécies da rica biodiversidade e sem o desincentivo ao desenvolvimento econômico no estado.

6 CONCLUSÕES

A biodiversidade da flora mundial depende na eficácia de muitas políticas e ferramentas, incluindo AIA. Enquanto pesquisadores têm há muito tentado entender como informações relativas à biodiversidade afetam as tomadas de decisão nas avaliações de impacto, poucos estudos avaliaram realmente os desafios relacionados a espécies ameaçadas de plantas. Este estudo explorou a lacuna de conhecimento no contexto brasileiro, um país que abriga uma significativa porção da biodiversidade da flora. Baseado na análise de conteúdo de 31 processos de AIA (Avaliação de Impacto Ambiental) e seus respectivos pareceres técnicos no estado de Minas Gerais, este trabalho mostrou que a consideração de espécies ameaçadas da flora é incomum mesmo quando há previsão de supressão de vegetação nos projetos. Dada a falta de requisitos legais e termos de referência que abarquem todos os hábitos de plantas, os empreendedores e seus estudos tendem a comunicar impactos e respectivos programas de compensação principalmente em conexão com o hábito arbóreo e sob diversas proporções tácitas. Proporções nas compensações pela supressão de espécies ameaçadas variaram de 1:1 a 50:1, sem qualquer argumento ecológico que justificasse tal variação e sem que seja exigido o monitoramento dos indivíduos resgatados/replantados para possíveis reposições devido à não sobrevivência no ambiente em restauração. Inventários de flora e métodos de avaliação de impacto, ainda que diversos, também tenderam a considerar principalmente o hábito arbóreo, apesar de a maioria das espécies ameaçadas serem não-arbóreas.

De forma geral, os resultados encontrados sugerem que a avaliação de impacto ambiental, pelo menos em Minas Gerais, é pouco capaz de avaliar impactos negativos sobre as espécies ameaçadas da flora, particularmente nas espécies de hábitos herbáceos, arbustivos e lianas. A AIA tem sido usado basicamente como uma ferramenta de compensação para a remoção de espécies arbóreas. O fraco papel da AIA em proteger a biodiversidade de plantas é refletido na recente Estratégia Nacional da Biodiversidade e Plano de Ação (Ministério do Meio Ambiente, 2017), cujas ações prioritárias estão relacionadas principalmente a unidades de conservação, áreas protegidas e programas de conservação em escala de paisagem. A estratégia da biodiversidade brasileira, ainda que reconhecendo a importância de uma base de dados, da lista de espécies ameaçadas, legislação e regulação, é vaga sobre a necessidade de articular tais medidas com AIA e licenciamento ambiental.

Pesquisadores devem continuar investigando até que medida a AIA é ou poderia ser usada como ferramenta de conservação da flora, avaliando não somente o Brasil como outros países, sob diferentes abordagens metodológicas. É importante entender até que medida os programas de compensação e medidas mitigadoras são realmente implementados e efetivos, e como esses programas articulam com outras ferramentas de conservação. De um ponto de vista prático, é importante desenvolver diretrizes técnicas para empreendedores, consultores, pareceristas e tomadores de decisão. Sem conhecimento claro, específico e com melhores práticas na conservação da flora, os *stakeholders* da AIA seguirão restritos pela legislação existente, que é vaga sobre os requisitos de conservação no processo de avaliação de impacto. É também importante fortalecer programas capacitadores em agências de licenciamento ambiental, de forma que a equipe, particularmente pareceristas técnicos, possam melhorar os termos de referência solicitando melhoras nos inventários de flora, nas predições de impacto e nos programas de mitigação e compensação.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABEMA. Novas propostas para o licenciamento ambiental no Brasil. Brasília: Associação Brasileira de Entidades Estaduais de Meio Ambienta, 2013. Disponível em: hottp://www.abema.org.br/site/arquivos_anexo/Livro_Relatorio_Final_2.pdf. Acessado em 10 de abril de 2019.

AMARAL, A.G.; MUNHOZ, C.B.R.; WALTER, B.M.T; AGUIRRE-GUTIERREZ, J.; RAES, N. 2017. Richness pattern and phytogeography of the Cerrado herb-shrub flora and implications for conservation. **Journal of Vegetation Science** v. 28 p. 848–858, 2017.

ANDRADE, A.d.L, DOS SANTOS, M.A. Hydroelectric plants environmental viability: Strategic environmental assessment application in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews.** Vol 52, p.1413-23, 2015.

ANIFOWOSE, B.; LAWLER, D.M.; VAN DER HORST, D; CHAPMAN, L. A systematic quality assessment of Environmental Impact Statements in the oil and gas industry. **Science of The Total Environment.** v. 572, p.570-85, 2016.

ATKINSON, S.F.; BHATIA, S.; SCHOOLMASTER, F.A.; WALLER, W.T. Treatment of biodiversity impacts in a sample of US environmental impact statements. **Impact Assessment and Project Appraisal.** v.18, p.271-82, 2000.

BASTOS, N.Z.L.Considerações sobre a Lei da Mata Atlântica (Lei 11.428/2006). **Núcleo Interdisciplinar de Meio Ambiente** – Setor de Direito Ambiental – PUC-Rio. 2007

BERTZKY, B. *et al.*, **Protected Planet Report 2012: Tracking Progress Towards Global Targets for PAs** .IUCN, Gland, Switzerland and UNEP-WCMC, Cambridge, 2012.

BIDAUD, C.; SCHRECKENBERG, K.; JONES, J.P.G. 2018. The local costs of biodiversity offsets: Comparing standards, policy and practice**. Land Use Policy** v.77 p. 43–50, 2018.

BIGARD, C.; PIOCH, S.; THOMPSON, J.D. 2017. The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion. **Journal of Environmental Management** v. 200, p.35e45, 2017.

BORIONI, R., GALLARDO, A.L.C.F.; SÁNCHEZ, L.E. Advancing scoping practice in environmental impact assessment: an examination of the Brazilian federal system. **Impact Assessment and Project Appraisal**. v. 35, p. 200-13, 2017.

BRANCALION, P.H.S, GARCIA, L.C., LOYOLA, R,; RODRIGUES, R.R.; PILLAR, V.D.; LEWINSOHN, T.M. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): Updates and ongoing initiatives. **Nat Conserv**.v.14, p.1-15, 2014.

BRASIL (país). Constituição da República Federativa do Brasil, de 05 de outubro de 1988. Brasília: Governo Federal, 1988

_____. Lei no. 6938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiental, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Presidência da República. Brasília. Governo Federal, 1981.

_____. Lei no. 4771 de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Presidência da República. Brasília. Governo Federal, 1965.

_____. Lei no. 9985 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. Presidência da República. Brasília. Governo Federal, 2000.

_____. Lei no. 11428 de 22 de dezembro de 2006Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Presidência da República. Brasília. Governo Federal, 2006.

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

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. 2017. Estratégia e Plano de Ação Nacionais para a Biodiversidade – EPANB: 2016-2020 / Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade, Departamento de Conservação de Ecossistemas.– Brasília, DF: MMA, 2017.

BROCARDO, C.R.; PEDROSA, F.; GALETTI, M. 2018. Forest fragmentation and selective logging affect the seed survival and recruitmet of a relictual conifer. **Forest Ecology and Management** v.408, p.87-93, 2018.

BROOKS, T.M.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; KONSTANT, W.R.; FLICK, P.; PILGRIM, J.; OLDFIELD, S.; MAGIN, G.; HILTON-TAYLOR, C. 2002. Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. **Conservation Biology**, v.16, n.4, p. 909-923, agosto, 2002.

BULL, J.W.; SUTTLE, K.B.; GORDON, A.; SINGH, N.J.; MILNER-GULLAND, E. Biodiversity offsets in theory and practice. **Fauna and Flora International,** Oryx 47(3),p.369-380, 2013.

BUISSON, E.; STRADIC, S.L.; SILVEIRA, F.A.O.; DURIGAN, G.; OVERBECK, G.E.; FIDELIS, A.; FERNANDES, G.W.; BOND, W.J.; HERMANN, J.; MAHY, G.; ALVARADO, S.T.; ZALOUMIS, N.P.; VELDMAN, J.W. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas and grassy woodlands. **Biological reviews.** V. 94, p. 590-609, 2019.

CHOE, H.; THORNE, J.H.; HUBER, P.R.; LEE, D.; QUINN, J.F. Assessing shortfalls and complementary conservation areas for national plant biodiversity in South Korea. **PLoS ONE** v. 13(2): e0190754, 2018.

COLLEN B, DULVY NK, GASTON KJ ET AL Clarifying misconceptions of extinction risk assessment with the IUCN Red List. **Biol Lett** v.12 p.20150843, 2012.

CORDEIRO, N.J.; NDANGALASI, H.J.; MCENTEE, J.P.; HOWE, H.F.Disperser limitation and recruitment of and Endemic African Tree in a Fragmented Landscape. Ecology, Vol. 90, No. 4, pp. 1030-1041, 2009

DE WITT M, POPE J, RETIEF F, BOND A, MORRISON-SAUNDERS A, STEENKAMP C. Biodiversity offsets in EIA: Getting the timing right. **Environmental Impact Assessment Review**. v. 75 p.1-12, 2019.

DEGUISE, I.E.; KERR, J.T. Protected areas and prospects for endangered species conservation in Canada. **Conservation Biology**, v. 20, n.1, p.48-55, 2006.

DEVLIN, J.F.; YAP, N.T. Contentious politics in environmental assessment: blocked projects and winning coalitions. **Impact Assessment and Project Appraisal.** v.26, p. 17-27, 2008.

DIAS, A.M.D.S.; FONSECA, A.; PAGLIA, A.P. Biodiversity monitoring in the environmental impact assessment of mining projects: a (persistent) waste of time and money? **Perspectives in Ecology and Conservation.** 2017.

DIAS, A.M.D.S.; FONSECA, A.; PAGLIA, A.P. Technical quality of fauna monitoring programs in the environmental impact assessments of large mining projects in southeastern Brazil. **Science of The Total Environment.** v. 650, p.216-23, 2019.

DIRZO, R.; RAVEN, P.H. Global state of biodiversity and loss. **Annual Review in Environmental Resources**, v.28, p.137-67, 2003.

FENU, G., BACCHETTA, G., GIACANELLI, V. *et al.* Conserving plant diversity in Europe: outcomes, criticisms and perspectives of the Habitat Directive application in Italy. **Biodiversity Conservation**, v. 26, p. 309, 2017.

FERNANDES GW, VALE MM, OVERBECK GE, BUSTAMANTE MMC, GRELLE CEV, BERGALLO HG, *et al.* Dismantling Brazil's science threatens global biodiversity heritage. **Perspectives in Ecology and Conservation.** V. 15, p.239-43, 2017.

FONSECA, A., LEITE, F. Avaliação das metodologias de compensação ambiental utilizadas no licenciamento ambiental de cinco estados brasileiros. **Sustentabilidade em Debate**. v. 7, p.89-106, 2017.

FONSECA A, RESENDE L. Good practices of transparency, electronic procedures, and social communication in Brazil’s Environmental Impact Assessment and Licensing System: A Comparative Analysis of the Websites of State-level Agencies. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2016;*In press.*

FONSECA A, RIVERA FERNÁNDEZ GM. Reviewers’ perceptions of the volume of information provided in environmental impact statements: The case for refocusing attention on what is relevant. **Journal of Cleaner Production**. v. 251:119757, 2020.

FONSECA A, RODRIGUES SE. The attractive concept of simplicity in environmental impact assessment: Perceptions of outcomes in southeastern Brazil. **Environmental Impact Assessment Review.** v.;67, p.101-8, 2017.

FONSECA, A. 2015. A avaliação de impacto ambiental e o seu vínculo com o licenciamento ambiental. In: **Licenciamento Ambiental: Herói, vilão ou vítima?** RIBEIRO, J.C.J. Arraes Editores, 2015.p.197

FORZZA RC, *et al.* **Catálogo de Plantas e Fungos do Brasil,** vol 1. Andrea Jakobsson Estúdio. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2010.

FORZZA,R.C.,J.F A. BAUMGRATZ, C. E. M. *et al.*. New Brazilian floristic list highlights conservation challenges. **BioScience** v. 62, p.39–45, 2012.

GALETTI, M.; DONATTI, C.I.; PIRES, A.S.; GUIMARAES, 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, p.141–149, 2006.

GANEM, R.S. 2011. **Conservação da Biodiversidade: Legislação e Políticas Públicas**. Brasília : Câmara dos Deputados, Edições Câmara, 2010. 437 p. (Série memória e análise de leis ; n. 2)

GARCIA, L.C., FONSECA, A. The use of administrative sanctions to prevent environmental damage in impact assessment follow-ups. **Journal of Environmental Management**. v. 219, p.46-55, 2018.

GARCIA, L.C.; HOBBS, R.J.; SANTOS, F.M.; RODRIGUES, R.R. Flower and fruit availability along a Forest Restoration Gradient. **Biotropica**, v.46, p.114-123, 2014.

GARCIA, L.C.; CIANCIARUSO, M.V.; ROBEIRO, D.B.; SANTOS, F.A.M.; RODRIGUES, R.R. Flower functional trait responses to restoration time. **Applied Vegetation Science**, v.18, p.402-412, 2015

GARCIA, L.C.; HOBBS, R.J.; RIBEIRO, D.B.; TAMASHIRO, J.Y.; SANTOS, F.A.M.; RODRIGUES, R.R. Restoration over time: is it possible to restore trees and non-trees in high diversity forests? **Applied Vegetation Science**, 2016

GARRARD, G.E.; BEKESSY, S.A.; MCCARTHY, M.A.; WINTLE, B.A. When have we looked hard enough? A novel method for setting minimum survey effort protocols for flora surveys. **Austral ecology**, v.33, p. 986-998, 2008.

GARRARD GE, BEKESSY SA, MCCARTHY MA, WINTLE BA. Incorporating detectability of threatened species into environmental impact assessment. **Conservation Biology**. V. 29, p. 216-25, 2015.

GENELETTI D, BEINAT E, CHUNG CF, FABBRI AG, SCHOLTEN HJ. Accounting for uncertainty factors in biodiversity impact assessment: lessons from a case study. **Environmental Impact Assessment Review**. V.23, p.471-87, 2003.

GIULIETTI, A.M.; HARLEY, R.M.; QUEIROZ, L.P.; WANDERLEY, M.G.L.; VAN DEN BERG, C. 2005. Biodiversity and Conservation of Plants in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, p. 632–639, 2005.

GLASSON J, THERIVEL R. **Introduction to Environmental Impact Assessment** - 5th edition. London: Routledge; 2019.

GOMES, V.M.; NEGREIROS, D.; FERNANDES, G.W.; PIRES, A.C.; SILVA, A.C.D.R.; STRADIC, S.L. Long-term monitoring of shrub species translocation in degraded Neotropical mountain grassland. **Restoration ecology**, v.26, n.1, p.91-96, 2018.

GONTIER M, BALFORS B, MÖRTBERG U. Biodiversity in environmental assessment—current practice and tools for prediction. **Environmental Impact Assessment Review**. V. 26, p.268-86, 2006.

GUERRA, A.; REIS, L.K.; BORGES, F.L.; OJEDA, P.T.A.; PINEDA, D.A.M.; MIRANDA, C.O.; MAIDANA, D.P.F.L.; SANTOS, T.M.R.; SHIBUYA, P.S.; MARQUES, M.C.M.; LAURANCE, S.G.W.; GARCIA, L.C. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. Forest Ecology and Management. v.458, p. 117802, 2020.

HAYES, N., MORRISON-SAUNDERS, A. Effectiveness of environmental offsets in environmental impact assessment: practitioner perspectives from Western Australia. **Impact Assess. Proj.** A. v. 25, p. 209–218, 2007.

HEYWOOD, V.H. Plant conservation in the Anthropocene – Challenges and future prospects. **Plant Diversity**. V.39, p.314-30, 2017.

HINTZ WD, GARVEY JE. Considering a species-loss domino-effect before endangered species legislation and protected area implementation. **Biodiversity and Conservation**. V.21, p2017-27, 2012.

IUCN. International Union for Conservation of Nature annual report 2017. Gland, Switzerland : IUCN: IUCN; 2017.

ICMBio: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Annual Report: 2016

JUNIOR LDS, ALVARENGA MIN, GARCIA SR. Avaliação da qualidade dos processos de licenciamento ambiental de empreendimentos de mineração em Minas Gerais. **Ambiente & Sociedade**. v.21, 2018.

KHERA N, KUMAR A. Inclusion of biodiversity in environmental impact assessments (EIA): a case study of selected EIA reports in India. **Impact Assessment and Project Appraisal**. v. 28, p.189-200, 2008.

LANDIM SNT, SÁNCHEZ LE. The contents and scope of environmental impact statements: how do they evolve over time? **Impact Assessment and Project Appraisal**. v. 30, p.217-28, 2012.

LEE N, COLLEY R. Reviewing the quality of environmental statements. **Occasional paper number 24.** Manchester: University of Manchester; 1992.

MACE, G.M., COLLAR, N.J., GASTON, K.J., *ET AL.* Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. **Conserv. Biol.**, v.22, p.1424-1442, 2008.

MANDELIK Y, DAYAN T, FEITELSON E. Issues and dilemmas in ecological scoping: scientific, procedural and economic perspectives. **Impact Assessment and Project Appraisal**.;v. 23, p.55-63, 2005a.

MANDELIK Y, DAYAN T, FEITELSON E. Planning for Biodiversity: The Role of Ecological Impact Assessment. **Conservation Biology.** v.19, p.1254-61, 2005b.

MARCHETI, M.; RIVAS, V. **Geomorphology and Environmental Impact Assessment**. AA Bakema pubishers, 2001.

MARTINS, E.; MARTINELLI, G.; LOYOLA, R. 2018. Brazilian efforts towards achieving a comprehensive extinction risk assessment for its known flora. **Rodriguésia** v.69(4), p.1529-1537, 2018.

MARON, M; HOBBS, R.J.; MOILANEN, A.; MATTHEWS, J.W.; CHRISTIE, K.; GARDNER, T.A.; KEITH, D.A.; LINDENMAYER, D.B.; MCALPINE, C.A. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. Biological conservation, v.155, p.144-148, 2012.

MCGILL, B. J.; DORNELAS, M.; GOTELLI, N.J.; MAGURRAN, A.E. 2015. Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. **Trends in Ecology & Evolution**, Vol. 30, No. 2, 2015

MCKENNEY, B. A., KIESECKER, J.M. Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. **Environmental Management** v.45, p. 165–176, 2010.

MCLEAN, I. F.G.; WIGHT, A.D.; WILLIAMS, G. The Role of Legislation in Conserving Europe's Threatened Species. **Conservation Biology** Volume 13, No. 5, 1999

MEIADO, M.V. Seed germination of Melocactus sergipensis N.P.Taylor & M.V.Meiado, the newest Brazilian cactus destined for extinction. **Plant Species Biology** v.31, p. 296-299, 2016.

MENDONÇA, R.C., FELFILI, J.M., WALTER, B.M.T., SILVA JÚNIOR, M.C., REZENDE, A.V., FILGUEIRAS, T.S., NOGUEIRA, P.E. & FAGG, C.W. Flora vascular do cerrado: Checklist com 12.356 espécies. In **Cerrado: ecologia e flora** (S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro, eds.). Embrapa-CPAC, Planaltina, p.417-1279, 2008.

MINAS GERAIS. **Consulta de decisões dos processos de licenciamento ambiental**. Disponível em: http://sistemas.meioambiente.mg.gov.br/licenciamento/site/consulta-licenca. Acesso em: 07 de junho de 2018.

MOILANEN, A; KOTIAHO, J.S. Fifteen operationally important decisions in the planning of biodiversity offsets. **Biological conservation**, v. 227, p.112-120, 2018.

MORGAN, R.K. **Environmental Impact Assessment: A Methodological Approach**. Norwell: Springer; 1998.

MYERS N, MITTERMEIER RA, MITTERMEIER CG, DA FONSECA GAB, KENT J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p.853-8, 2000.

PIMM, S.L.; JOPPA, L.N. How many species are there, where are they and at what rate are they going extinct? **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v.100(3), p. 170-176, 2015.

PRADO, F.B.; VASCONCELOS, F.C.W.; CHIODI, C.K. Regime jurídico da Mata Atlântica e o risco à sobrevivência in situ das espécies ameaçadas. **Ambiente e Sociedade**, volume XVII pg 1-16, 2014

PRADO FILHO JFD, SOUZA MPD. O licenciamento ambiental da mineração no quadrilátero ferrífero de Minas Gerais: uma análise da implementação de medidas de controle ambiental formuladas em EIAS/RIMAS. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.9, p.343-9, 2009.

QUEIROZ, R.F.P.D, ALMEIDA, M.R.R.E. Mitigação e monitoramento em processos de licenciamento ambiental de empreendimentos sucroalcooleiros no Triângulo Mineiro. **Geociencias**. v. 35, p.102-9, 2019.

RACE, M.S.; FONSECA, M.S. Fixing Compensatory Mitigation: what will it take? **Ecological Applications,** v.6, pp. 94-101, 1996.

RITTER, C.D.; MCCRATE, G.; NILSSON, R.H.; FEARNSIDE, P.M.; PALME, U.; ANTONELLI, A. Environmental impact assessment in Brazilian Amazonia: Challenges and prospect to assess biodiversity. **Biological Conservation**, v. 206, p. 161-168, 2017.

ROCHA CPF, FONSECA A. Simulations of EIA screening across jurisdictions: exposing the case for harmonic criteria? **Impact Assessment and Project Appraisal**. v. 35, p.214-26, 2017.

ROCHA, C.P.F. **Critérios de triagem e Escopo da Avaliação de Impacto e Licenciamento Ambiental nos Estados da Região Sudeste Brasileira**. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental (PROAMB). Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto, 2014.

ROCHA CF, RAMOS TB, FONSECA A. Manufacturing Pre-Decisions: A Comparative Analysis of Environmental Impact Statement (EIS) Reviews in Brazil and Portugal. **Sustainability.** v.11, p.3235, 2019.

RODRIGUES, A.S.L., PILGRIM, J.D., LAMOREUX, J.F., HOFFMANN, M. & BROOKS, T.M. The value of the IUCN Red List for conservation. **Trends Ecol. Evol**., v.21, p. 71-76, 2006.

SANCHEZ, L.E. **Avaliação de Impacto Ambiental**: Conceitos e Métodos. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

SANTIAGO CS, ALVARENGA MIN, ALMEIDA MRRE. Assessment of the Follow-up of Environmental Licensing of Slaughterhouses and Dairy in Minas Gerais. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v.9, p.940-54, 2016.

SCARANO, F.R.; MARTINELLI, G. Brazilian listo f threatened plant species: reconciling scientific uncertainty and political decision-making. **Nature Conservancy**, v.8, p. 13-18, 2010.

SILVA JMC; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v.404, 2000.

SILVA APM; MARQUES HR; LUCIANO MSF; SANTOS TVMN; TEIXEIRA AMC; SAMBUICH RHR. Desafios da cadeia de restauração florestal para a implementação da Lei n. 12.651/2012 no Brasil. Capítulo 4, In: **Brasil em Desenvolvimento: Estado, planejamento e políticas públicas**.

SILVEIRA, F.A.O; NEGREIROS, D.; BARBOSA, N.P.U.; BUISSON, E.; CARMO, F.F.; CARSTENSEN, D.W.; CONCEIÇÃO, A.A.; CORNELISSEN, T.G.; ECHTERNACHT, L.; FERNANDES, G.W.; GARCIA, Q.S.; GUERRA, T.J.; JACOBI, C.M.; LEMOS-FILHO, J.P.; STRADIC, S.L.; MORELLATO, L.P.C.; NEVES, F.S.; OLIVEIRA, R.S; SCHAEFER, C.E.; VIANA, .P.L.; LAMBERS, H. Ecology and Evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant soil**. v. 403, p.129-152. 2016

SLOOTWEG R, KOLHOFF A. A generic approach to integrate biodiversity considerations in screening and scoping for EIA. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 23, 657-81,2003.

SNELL T; COWELL R; Scoping in environmental impact assessment: Balancing precaution and efficiency? **Environmental Impact Assessment Review** v.26, 359– 376, 2006.

SOARES-FILHO B; RAJÃO R; MACEDO M; CARNEIRO A; COSTA W; COE M; RODRIGUES H; ALENCAR A. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, v. 344, 2014.

SOBRAL M; STEHMANN JR; An analysis of new angiosperm species discoveries in Brazil (1990-2006). **Taxon** v.58, p.227-232, 2009.

SÖDERMAN T. Treatment of biodiversity issues in Finnish environmental impact assessment. **Impact Assessment and Project Appraisal**; v.23, p.87-99, 2005.

SONTER, L.J.; BARRET, D.J.; SOARES-FILHO, B.S. Offsetting the impacts of mining to achieve no net loss of native vegetation. **Conservation Biology**, v.28, 2014.

SOOMERS, H.; KARSSENBERG, D.; VERHOEVEN, J.T.A.; VERWEIJ, P.A.; WASSEN, M.J. The effect of habitat fragmentation and abiotic factors of fen plant occurrence. **Biodiversity conservation**, v. 22, p.405-424, 2013.

SOUSA, M.M. **Análise dos Procedimentos de triagem e escopo no licenciamento ambiental no âmbito federal e no estado de Minas Gerais.** 2015. Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de Pós-Graduação dm Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Belo Horizonte, 2015.

SOUSA-BAENA, M. S.; GARCIA, L.C.; PETERSON, A.T. Knowledge behind conservation status decision: Data basis for “Data Deficient” Brazilian plant species. **Biological Conservation**, 173, p.80-89, 2014.

SOUSA-BAENA, M.S.; GARCIA, L.C.; PETERSON, A.T. Completeness of digital accessible knowledge of the plants of Brazil and priorities for survey and inventory. **Diversity and Distributions**, v. 20, p.369-381, 2014b.

SOS MATA ATLANTICA. 2019. Disponível em https://www.sosma.org.br/. Acessado em 02/04/19.

SWANEPOEL, F.; RETIEF, F.; BOND, A.; POPE, J.; MORRISON-SAUNDERS, A. Explanations for the quality of biodiversity inputs to environmental impact assessment (EIA) in areas with high biodiversity value. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management** Vol. 21, No. 2, 2019.

TALLIS H; KENNEDY CM; RUCKELSHAUS M; GOLDSTEIN J; KIESECKER JM. Mitigation for one & all: An integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services. **Environmental Impact Assessment Review** v.55 p.21–34, 2015.

VARJABEDIAN R. Lei da Mata Atlântica: Retrocesso ambiental. **Estudos Avançados.** v.24, p.147-60, 2010.

VENU, P. Environmental Impact Assessment: some considerations on Evaluation of Flora – An overview. **Environmental Impact Assessment**, n. 05, p.257-274, 1999.

VIANA MB, BURSZTYN MAA. Regularização ambiental de minerações em Minas Gerais. REM **Revista da Escola de Minas**. V.63, p.363-9, 2010.

VILLARROYA A, BARROS AC, KIESECKER J. Policy development for environmental licensing and biodiversity offsets in Latin America. **PLoS ONE**. 2014;9.

WEGNER A, MOORE SA, BAILEY J. Consideration of biodiversity in environmental impact assessment in Western Australia: practitioner perceptions. **Environmental Impact Assessment Review**. v.25, p.143-62, 2005.

WILSON, M.C.; CHEN, W.Y.; CORLETT, R.T.; DIDHAM, R.K.; HOLT, R.D.; HOLYOAK, M.; HU, G.; HUGHES, A.C.; JIANG, L.; LAURANCE, W.F.; LIU, J.; PIMM, S.L.; ROBINSON, S.K.; RUSSO, S.E.; SI, X.; WILCOVE, D.S.; WU, J.; YU, M. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. **Landscape Ecology** (2016) v.31, p.219-227, 2016

WINTLE, B.A; KAVANAGH, R.P.; MCCARTHY, M.A.; BURGMAN, M.A Estimating and dealing with detectability in occupancy surveys for forest owls and arboreal marsupials. **Journal of Wildlife Management**, v. 69, p. 905-917, 2009.

WOLSINK M, DEVILEE J. The motives for accepting or rejecting waste infrastructure facilities. Shifting the focus from the planners' perspective to fairness and community commitment. **Journal of Environmental Planning and Management.** v.52, p.217-36, 2009.